Environment Canada Environnement Canada

Évaluation préalable finale
Approche pour le secteur pétrolier

Fuel-oil n° 4
Fuel-oil, n° 6
Fuel-oil résiduel
[Carburants]

Numéros de registre du Chemical Abstracts Service

68476-31-3
68553-00-4
68476-33-5

Environnement Canada
Santé Canada

Avril 2014

Canada

N° de cat. : En14-106/2-2014F-PDF
ISBN 978-0-660-22055-0

Le contenu de cette publication ou de ce produit peut être reproduit en tout ou en partie, et par quelque moyen que ce soit, sous réserve que la reproduction soit effectuée uniquement à des fins personnelles ou publiques mais non commerciales, sans frais ni autre permission, à moins d'avis contraire.

On demande seulement :

- de faire preuve de diligence raisonnable en assurant l'exactitude du matériel reproduit;
- d'indiquer le titre complet du matériel reproduit et l'organisation qui en est l'auteur;
- d'indiquer que la reproduction est une copie d'un document officiel publié par le gouvernement du Canada et que la reproduction n'a pas été faite en association avec le gouvernement du Canada ni avec l'appui de celui-ci.

La reproduction et la distribution à des fins commerciales est interdite, sauf avec la permission écrite de l'auteur. Pour de plus amples renseignements, veuillez communiquer avec l'informathèque d'Environnement Canada au 1-800-668-6767 (au Canada seulement) ou 819-997-2800 ou par courriel à enviroinfo@ec.gc.ca.

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le ministre de l'environnement, 2014.

Also available in English

Sommaire

Les ministres de l'Environnement et de la Santé ont procédé à une évaluation préalable des mazouts lourds suivants :

N° CAS[a]	Nom dans la LI[b]
68476-31-3	Fuel-oil, n° 4
68553-00-4	Fuel-oil, n° 6
68476-33-5	Fuel-oil, résiduel

[a] Le numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS) est la propriété de l'American Chemical Society. Toute utilisation ou redistribution, sauf si elle sert à répondre aux besoins législatifs ou si elle est nécessaire pour les rapports destinés au gouvernement lorsque des renseignements ou des rapports sont exigés par la loi ou une politique administrative, est interdite sans l'autorisation écrite préalable de l'American Chemical Society.
[b] LI (*Liste intérieure*).

Une priorité élevée a été accordée à la prise de mesures à l'égard du fuel-oil n° 4 et du fuel-oil n° 6 durant la catégorisation visant la LI, car on estime qu'ils présentent le plus fort risque d'exposition ou un risque d'exposition intermédiaire pour les particuliers au Canada et que leur risque pour la santé humaine est élevé. Ces substances répondent aussi aux critères environnementaux de catégorisation relatifs à la persistance, au potentiel de bioaccumulation et à la toxicité intrinsèque pour les organismes aquatiques. On considère que le fuel-oil résiduel présente un risque élevé pour la santé humaine, mais un faible risque d'exposition; il a été inclus dans la présente évaluation, car sa composition et ses propriétés sont semblables à celles du fuel-oil n° 4 et du fuel-oil n° 6. Ces substances ont été incluses dans l'Approche pour le secteur pétrolier puisqu'elles sont liées à ce secteur et sont considérées comme des substances de composition inconnue ou variable, des produits de réactions complexes ou des matières biologiques (UVCB).

Ces substances sont transportées en grande quantité, soit par pipeline, navire, train ou camion, à partir des raffineries et des usines de valorisation vers d'autres utilisateurs finaux industriels, tels que les usines de pâte et les grandes installations de production d'énergie électrique. Par conséquent, on s'attend à ce que des rejets dans l'environnement se produisent.

Une analyse des données des déversements canadiens de fuel-oil a été réalisée pour les années 2000 à 2009. Les résultats révèlent qu'il y a en moyenne moins de un déversement qui soit de taille suffisante pour être considéré nocif pour les organismes aquatiques (poisson, invertébrés, algue) dans les eaux marines aux environs des quais de chargement ou de déchargement.

Alors que les rejets de fuel-oil n° 4, de fuel-oil n° 6 et de fueloil résiduel ont le potentiel d'entraîner des effets néfastes sur les oiseaux aquatiques, en raison de

la fréquence relativement faible de déversements pendant le transport, ceux-ci ne devraient pas nuire aux oiseaux.

Compte tenu de tous les éléments de preuve contenus dans la présente évaluation préalable, les substances présentent un faible risque d'effets nocifs sur les organismes et sur l'intégrité globale de l'environnement. On conclut que le fuel-oil n° 4, le fuel-oil n° 6 et le fuel-oil résiduel (n^{os} CAS 68476-31-3, 68553-00-4 et 68476-33-5) ne satisfont pas aux critères des alinéas 64*a*) ou 64*b*) de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE (1999)], car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique, ou à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

D'après les classifications établies par des organismes internationaux, la cancérogénicité constituait un effet critique sur la santé pour la catégorisation initiale de ces substances. Des études de badigeonnage de fuel-oil n° 4, de fuel-oil résiduel et de mazouts lourds connexes sur la peau d'animaux de laboratoire ont révélé la formation de tumeurs cutanées après des expositions chroniques par voie cutanée. Des études limitées sur la génotoxicité *in vitro* se sont avérées négatives pour le fuel-oil n° 4 et le fuel-oil n° 6, bien que d'autres mazouts lourds aient démontré des effets génotoxiques. Des études sur l'exposition cutanée à des mazouts lourds connexes, menées sur des animaux de laboratoire, ont indiqué des effets sur la reproduction et le développement.

L'exposition potentielle de la population générale au fuel-oil n° 4, au fuel-oil n° 6 et au fuel-oil résiduel a été évaluée. L'utilisation résidentielle de ces carburants étant limitée et leur accès restreint, la population générale ne devrait pas y être exposée. Le risque pour la santé humaine est donc considéré comme faible. En conséquence, on conclut que le fuel-oil n° 4, le fuel-oil n° 6 et le fuel-oil résiduel (n^{os} CAS 68476-31-3, 68553-00-4 et 68476-33-5) ne satisfont pas aux critères de l'alinéa 64(*c*) de la LCPE (1999), puisqu'ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

On conclut donc que le fuel-oil n° 4, le fuel-oil n° 6 et le fuel-oil résiduel (n^{os} CAS 68476-31-3, 68553-00-4 et 68476-33-5 respectivement) ne satisfont à aucun des critères énoncés à l'article 64 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*.

Table des matières

Sommaire 3
1. Introduction 6
1.1 Groupes de substances pétrolières 7
2. Identité des substances 9
3. Propriétés physiques et chimiques 12
4. Sources 15
5. Utilisations 16
6. Rejets dans l'environnement 17
6.1 Estimation des rejets 19
7. Devenir dans l'environnement 23
7.1 Études expérimentales 24
7.2 Estimation du devenir à partir des propriétés physiques et chimiques 27
8. Persistance et potentiel de bioaccumulation 28
8.1 Persistance dans l'environnement 28
8.2 Potentiel de bioaccumulation 29
9. Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement 30
9.1 Évaluation des effets sur l'environnement 30
9.2 Évaluation de l'exposition de l'environnement 40
9.3 Caractérisation des risques pour l'environnement 42
9.4 Incertitudes dans l'évaluation des risques pour l'environnement 47
10. Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine 49
10.1 Évaluation de l'exposition 49
10.2 Évaluation des effets sur la santé 50
10.3 Caractérisation des risques pour la santé humaine 55
10.4 Incertitudes de l'évaluation des risques pour la santé humaine 56
11. Conclusion 56
Références 57
Annexe A : Groupes de substances pétrolières 73
Annexe B : Tableaux de données sur les propriétés physiques et chimiques du fuel-oil n° 4, du fuel-oil n° 6 et du fuel-oil résiduel 74
Annexe C : Production et transport du 86
du fuel-oil n° 6, du fuel-oil n° 4 et du fuel-oil résiduel 86
Annexe D : Processus de devenir des mazouts lourds dans l'environnement 93
Annexe E : Persistance et bioaccumulation 94
– Indique que ces structures ne sont pas considérées comme pouvant persister longtemps dans l'air, le sol, l'eau ou les sédiments. 95
Annexe F : Renseignements écotoxicologiques 96
Annexe G : Sommaire des données relatives aux effets sur la santé concernant le fuel-oil n° 4, le fuel-oil n° 6, le fuel-oil résiduel et des mazouts lourds connexes 103

1. Introduction

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE (1999)] (Canada, 1999) exige que les ministres de l'Environnement et de la Santé procèdent à une évaluation préalable des substances qui répondent aux critères de la catégorisation énoncés dans la *Loi* afin de déterminer si elles présentent ou sont susceptibles de présenter un risque pour l'environnement ou la santé humaine.

En se fondant sur l'information obtenue dans le cadre de la catégorisation, les ministres ont jugé qu'une attention hautement prioritaire devait être accordée à un certain nombre de substances, à savoir :

- celles qui répondent à tous les critères environnementaux de la catégorisation, notamment la persistance (P), le potentiel de bioaccumulation (B) et la toxicité intrinsèque pour les organismes aquatiques (Ti), et que l'on croit être commercialisées au Canada;
- celles qui répondent aux critères de la catégorisation relatifs au plus fort risque d'exposition (PFRE) ou qui présentent un risque d'exposition intermédiaire (REI) et qui ont été jugées particulièrement dangereuses pour la santé humaine, compte tenu des classifications qui ont été établies par d'autres organismes nationaux ou internationaux concernant leur cancérogénicité, leur génotoxicité ou leur toxicité pour le développement ou la reproduction.

Un élément clé du Plan de gestion des produits chimiques du gouvernement du Canada est l'Approche pour le secteur pétrolier (ASP), qui prévoit l'évaluation d'environ 160 substances pétrolières jugées hautement prioritaires. Ces substances sont principalement liées au secteur pétrolier et sont considérées comme des substances de composition inconnue ou variable, des produits de réaction complexes ou des matières biologiques (UVCB).

Les évaluations préalables effectuées aux termes de la LCPE (1999) mettent l'accent sur les renseignements jugés essentiels pour déterminer si une substance répond aux critères de toxicité des substances chimiques au sens de l'article 64 de la *Loi*. Les évaluations préalables visent à étudier les renseignements scientifiques et à tirer des conclusions fondées sur le poids de la preuve et le principe de prudence[1].

[1] La détermination de la conformité à l'un ou à plusieurs des critères énoncés à l'article 64 est basée sur une évaluation des risques potentiels pour l'environnement ou la santé humaine associés aux expositions dans l'environnement en général. Pour les humains, cela inclut, sans toutefois s'y limiter, les expositions par l'air ambiant, à l'air intérieur, à l'eau potable, aux produits alimentaires et dues à l'utilisation de produits de consommation. Une conclusion établie en vertu de la LCPE (1999) portant sur les substances énumérées dans le PGPC n'est pas pertinente, ni n'empêche une évaluation en fonction des critères de risque du Système d'information sur les matières dangereuses utilisées au travail précisés dans le *Règlement sur les produits contrôlés*. De même, une conclusion fondée sur les critères énoncés à l'article 64 de la LCPE (1999) n'empêche pas la prise de mesures en vertu d'autres articles de cette loi ou d'autres lois.

1.1 Groupes de substances pétrolières

Les substances pétrolières hautement prioritaires sont divisées en neuf groupes de substances en fonction des similitudes qui existent quant à leur production, leur toxicité et leurs propriétés physicochimiques (tableau A-1, annexe A). Afin de réaliser les évaluations préalables, chaque substance pétrolière de priorité élevée a été placée dans une des cinq catégories (ou « classe »), selon sa production et son utilisation au Canada :

> Groupe 0 : Les substances qui ne sont pas produites par le secteur pétrolier et/ou qui ne sont pas commercialisées.
> Groupe 1 : Les substances restreintes aux installations, soit des substances qui ne sont pas censées être transportées à l'extérieur des raffineries, des usines de valorisation ou des usines de traitement du gaz naturel[2].
> Groupe 2 : Les substances restreintes aux industries, soit des substances qui peuvent quitter une installation du secteur pétrolier et être transportées dans d'autres installations industrielles (pour être utilisées, par exemple, comme matières premières, carburant ou substances de base), mais qui ne se retrouvent pas sur le marché public dans leur forme originale.
> Groupe 3 : Les substances principalement utilisées comme carburant par les industries et les consommateurs.
> Groupe 4 : Les substances qui peuvent être présentes dans les produits offerts aux consommateurs.

Une analyse des données disponibles a permis de déterminer que 13 substances pétrolières sont des carburants en vertu du groupe 3, comme cela est décrit ci-dessus. Ces substances ont été regroupées selon le type de carburant : essence, carburant diesel, fuel-oil n° 2, fuel-oil n° 4, fuel-oil n° 6, fuel-oil résiduel et carburants aviation. Les carburants du groupe 3 se trouvent dans trois des neuf groupes de substances : mazouts lourds, gazoles et naphtes à faible point d'ébullition. Les fuel-oils faisant l'objet cette évaluation sont des mazouts lourds.

Sept mazouts lourds restreints aux installations de production et faisant partie du groupe 1 de l'ASP (Environnement Canada, Santé Canada, 2011) ont déjà été évalués, tout comme cinq mazouts lourds restreints aux industries et faisant partie du groupe 2 (Environnement Canada, Santé Canada, 2013).

La présente évaluation préalable porte sur trois mazouts lourds, dont les numéros de registre du Chemical Abstracts Service (nos CAS) sont 68476-31-3 (fuel-oil n° 4), 68553-00-4 (fuel-oil n° 6) et 68476-33-5 (fuel-oil résiduel). Le fuel-oil n° 4 et le fuel-oil n° 6 ont été désignés comme présentant le PFRE ou un REI

[2] Aux fins de l'évaluation préalable des substances inscrites dans l'ASP, un site est défini comme le périmètre de la propriété où une installation est située;

au cours du processus de catégorisation, et on a estimé qu'elles présentent un risque élevé pour la santé humaine. Ces substances répondaient également aux critères de catégorisation écologique relatifs à la persistance ou au potentiel de bioaccumulation et à la toxicité intrinsèque pour les organismes aquatiques. On a déterminé que le fuel-oil résiduel présente un risque élevé pour la santé humaine, mais un risque faible d'exposition au cours de l'exercice de catégorisation. La catégorisation écologique relative à la persistance, au potentiel de bioaccumulation et à la toxicité intrinsèque pour les organismes aquatiques a donné un résultat incertain. Toutefois, le fuel-oil résiduel a été inclus dans la présente évaluation, car sa composition et ses propriétés sont semblables à celles du fuel-oil n° 4 et du fuel-oil n° 6.

La présente évaluation préalable prend en considération les renseignements sur les propriétés chimiques, les utilisations, l'exposition et les effets. Les données en rapport avec l'évaluation préalable de ces substances proviennent de publications originales, de documents de synthèse et d'évaluation, de rapports de recherche de parties intéressées et d'autres documents consultés lors de recherches documentaires menées récemment, soit jusqu'en février 2011 pour la section traitant de l'environnement et jusqu'en septembre 2011 pour la section traitant des effets sur la santé. Les études les plus importantes ont fait l'objet d'une évaluation critique; des résultats de modélisation ont servi à formuler les conclusions proposées.

La caractérisation des risques pour l'environnement suppose la prise en compte de données concernant le comportement environnemental, la persistance, la bioaccumulation et la toxicité, laquelle est conjuguée à une estimation de l'exposition des organismes non humains pouvant être touchés par d'importantes sources de rejets dans l'environnement. Afin de prédire le comportement global dans l'environnement et les propriétés de substances complexes comme les mazouts lourds, des structures représentatives ont été choisies pour chaque classe chimique présente dans ces substances. Les conclusions concernant les risques pour l'environnement étaient fondées en partie sur une estimation des concentrations dans l'environnement attribuables aux rejets ainsi que sur la possibilité d'effets néfastes sur les organismes non humains à ces concentrations. De plus, d'autres sources de données sur le risque environnemental sont prises en considération, notamment le devenir et la présence spatio-temporelle dans l'environnement, ainsi que les propriétés dangereuses des substances. La partie de l'évaluation préalable portant sur l'écologie résume les données les plus pertinentes sur le comportement dans l'environnement et les effets environnementaux, mais elle ne constitue pas un examen exhaustif ou critique de toutes les données disponibles. Des modèles environnementaux et des comparaisons avec des substances pétrolières semblables ont aidé à l'évaluation.

L'évaluation des risques pour la santé humaine suppose la prise en compte des données utiles à l'évaluation de l'exposition de la population dans son ensemble et de l'information relative aux effets sur la santé. Les effets sur la santé ont été analysés à partir de données toxicologiques regroupées sur les mazouts lourds et les substances connexes, ainsi que sur les composants très dangereux que l'on sait présents dans les carburants. Les décisions concernant les risques pour la santé humaine reposaient sur la nature de l'effet critique retenu et sur la marge entre les valeurs prudentes de concentration donnant lieu à des effets et les estimations de l'exposition, en tenant compte de la confiance accordée au caractère exhaustif des bases de données sur l'exposition et les effets, et ce, dans le contexte d'une évaluation préalable. L'évaluation préalable ne constitue pas un examen exhaustif ou critique de toutes les données disponibles. Il s'agit plutôt d'un sommaire des renseignements essentiels qui appuient la conclusion proposée.

La présente évaluation préalable a été préparée par le personnel du Programme des substances existantes de Santé Canada et d'Environnement Canada et elle intègre les résultats d'autres programmes exécutés par ces ministères. Les parties de la présente évaluation préalable qui portent sur la santé humaine et l'écologie ont fait l'objet d'une étude consignée par des pairs ou d'une consultation de ces derniers. Des commentaires sur les portions techniques concernant la santé humaine ont été reçus d'experts scientifiques désignés et dirigés par Toxicology Excellence for Risk Assessment (TERA), notamment Bob Benson, Ph. D. (Environmental Protection Agency des États-Unis), Michael Jayjock, Ph. D. (The Lifeline Group), Mark Whitten, Ph. D. (professeur [retraité] en pédiatrie, College of Medicine de l'Université de l'Arizona) et Errol Zeiger, Ph. D. (Errol Zeiger Consulting). Bien que les commentaires de l'extérieur aient été pris en considération, Santé Canada et Environnement Canada demeurent seuls responsables du contenu final et des résultats de l'évaluation préalable.

Les données et considérations essentielles sur lesquelles repose la présente évaluation sont résumées ci-après.

2. Identité des substances

Selon la définition liée aux propriétés physiques et chimiques, les mazouts lourds comprennent le fuel-oil n° 4, le fuel-oil n° 5 et le fuel-oil n° 6 (le fuel-oil n° 6 est communément appelé mazout C, combustible de soute C ou simplement fuel de soute) [Statistique Canada, 2007]. Le fuel-oil résiduel est une classification générale pour les pétroles lourds qui demeurent après que le fuel-oil domestique et les hydrocarbures plus légers ont été distillés en raffinerie puis mélangés. Le fuel-oil n° 5 et le fuel-oil n° 6 (et parfois le fuel-oil n° 4) peuvent être désignés par fuel-oils résiduels ou mazouts lourds. Cependant, la Liste intérieure des substances (LIS) utilise « fuel-oil résiduel » pour renvoyer au n° CAS 68476-33-5

(également appelé fuel-oil n° 5 par l'industrie et les utilisateurs). Ainsi, l'identité, la description et la composition vraisemblable des trois nos CAS faisant l'objet de la présente évaluation peuvent être ambiguës en raison de la désignation générique et non uniforme. Afin d'éviter toute confusion, le fuel-oil n° 4, le fuel-oil n° 6 et le fuel-oil résiduel seront collectivement appelés « mazouts lourds » dans le présent rapport.

Le fuel-oil n° 4 (n° CAS 68476-31-3) est un fuel-oil résiduel obtenu par l'ajout d'essences de base aux résidus de distillation afin d'obtenir les spécifications en matière de viscosité établies par l'American Society for Testing and Materials (ASTM) [ATSDR, 1995]. Il est créé par un mélange de distillats, comme le fuel-oil n° 2, et de fuel-oil résiduel ou de fuel-oil n° 6 (HESS, 2006a; communication personnelle, conversation téléphonique du 28 mai 2010, entre Shell Canada et la Division du pétrole, du gaz et de l'énergie de remplacement d'Environnement Canada; source non citée).

Le fuel-oil n° 6 ou combustible de soute C (n° CAS 68553-00-4) est un type particulier de fuel-oil résiduel, c'est-à-dire une combinaison complexe de composants ayant une masse moléculaire élevée et une plage d'ébullition comprise entre 160 et 723 °C (API, 2004). Ce carburant compte habituellement de 20 à 50 atomes de carbone et il est surtout composé d'hydrocarbures aliphatiques, aromatiques et cycloalcanes. Ils contiennent également quelques asphaltènes et de plus petites quantités de composés hétérocycliques, notamment du soufre, de l'azote ou de l'oxygène (CONCAWE, 1998). Le fuel-oil n° 6 est produit en mélangeant des hydrocarbures résiduels et des combustibles plus légers ou des carburants diesel dans divers rapports afin d'obtenir un carburant d'une viscosité répondant aux besoins de l'utilisateur (Wang *et al.*, 1999).

Le fuel-oil résiduel (n° CAS 68476-33-5) est une combinaison complexe d'hydrocarbures pétroliers qui provient de divers circuits de raffinerie et qui varie selon la source de pétrole brut (CONCAWE, 1998). Bien que certaines raffineries nomment cette substance fuel-oil n° 5 (Hess, 2006b), d'autres l'appellent fuel-oil n° 6, mais indiquent dans les renseignements sur sa composition qu'elle contient 100 % de fuel-oil résiduel (ce qui peut correspondre au n° CAS 68476-33-5 ou bien faire référence à la composition générale en tant que fuel-oil résiduel) [NOVA Chemicals, 2013]. Dans le contexte du présent rapport, le fuel-oil résiduel (n° CAS 68476-33-5) sera considéré comme étant le même que le fuel-oil n° 5. En règle générale, le fuel-oil n° 5 est préparé en combinant de 20 à 25 % de fuel-oil n° 2 et de 75 à 80 % de fuel-oil no 6 (Irwin *et al.*, 1997).

Ces substances UVCB sont des combinaisons complexes de molécules d'hydrocarbure, d'origine naturelle ou résultant de réactions chimiques et de processus qui ont lieu pendant le procédé de valorisation et de raffinage. Étant donné leurs compositions complexes et variables, dans la pratique, elles ne pourraient pas se former par la simple combinaison de composants individuels.

Parmi les trois mazouts lourds pris en compte dans la présente évaluation préalable, le fuel-oil n° 6 est le plus facilement accessible au Canada (Statistique Canada, 2010). Le fuel-oil n° 4 n'est pas habituellement produit en grande quantité par les raffineries, et l'industrie a confirmé qu'il s'agissait d'un produit fabriqué sur demande. De même, il existe peu de renseignements sur la production et le transport du fuel-oil résiduel.

Le tableau 2-1 présente une caractérisation générale des hydrocarbures liée aux mazouts lourds. Il existe relativement peu de données sur la caractérisation du fuel-oil n° 4 et du fuel-oil résiduel.

Tableau 2-1. Caractérisation du fuel-oil n° 4, du fuel-oil résiduel et du fuel-oil n° 6 (Environnement Canada, 2001)

Groupe d'hydrocarbures	Fuel-oil n° 4	Fuel-oil résiduel[a]	Fuel-oil n° 6[b]
Alcanes (% en poids)	n.d.[c]	44,2	24 – 42,5
Aromatiques (% en poids)	n.d.	39,5	29 – 55
Résines[d] (% en poids)	n.d.	8	15 – 17
Asphaltènes[e] (% en poids)	3	8,4	6 – 19
Cires[f] (% en poids)	6	2,3	2 – 12
BTEX totaux[g] (ppm)	n.d.	890	30 – 630
COV totaux[h] (ppm)	n.d.	2 640	38 – 1 570

[a] Désigné comme étant du fuel-oil n° 5 dans le rapport.
[b] Gammes obtenues à partir d'échantillons de combustible de soute C (Alaska), de combustible de soute C, de combustible de soute C (Irving Whale), de mazout lourd 6303 et de combustible de soute C léger (Environnement Canada, c2001).
[c] n.d. : non déterminé ou non caractérisé dans la référence indiquée.
[d] Les résines sont des molécules polaires et hétérocycliques qui contiennent de l'oxygène, de l'azote et du soufre (CNRC, 1985).
[e] Les asphaltènes constituent un assortiment extrêmement complexe, hétérogène et peu caractérisé de composés peu volatils et peu solubles et présentant un poids moléculaire élevé (CNRC, 1985).
[f] Alcanes à chaîne longue.
[g] BTEX, benzène, toluène, éthylbenzène, xylènes.
[h] Composés organiques volatils.

En 2008, l'Alberta Research Council Inc. a effectué une caractérisation de trois échantillons de fuel-oil n° 6 provenant de raffineries canadiennes (Fuhr, 2008). Les données combinées sur la composition de ces échantillons sont présentées dans le tableau 2-2.

Tableau 2-2. Données sur la composition des trois échantillons de fuel-oil n° 6 au Canada (trois échantillons) (Fuhr, 2008)

Type d'hydrocarbures	Intervalle (% en poids)	Moyenne (% en poids)
Saturés	**13 – 24**	**19,1**
Alcanes	3 – 8	4,9
Cycloalcanes	6 – 9	7,4
Aromatiques	**35 – 50**	**43,4**
Monoaromatiques	4 – 9	5,8
Diaromatiques	3 – 9	7,0
Triaromatiques	1 – 5	3,1
Tétra-aromatiques	2 – 3	2,4
Penta-aromatiques	0,2 – 0,4	0,3
Composés aromatiques non identifiés	0,4 – 0,7	0,5
Composés aromatiques sulfurés	1 – 2	1,3
Oléfines	**0 – 0,2**	**0,1**
Polaires	**22 – 29**	**25,2**
Asphaltènes	**4 – 19**	**12,2**
Total[a]	**100**	**100**

[a] Comprend les hydrocarbures saturés, aromatiques et polaires, les oléfines et les asphaltènes (% en poids).

Comme prévu, les échantillons de fuel-oil n° 6 étaient principalement constitués d'hydrocarbures aromatiques et la concentration en hydrocarbures saturés était plus faible par rapport à celui des mazouts plus légers. Les échantillons étaient aussi caractérisés par des hydrocarbures plus lourds, dont une proportion de 64 à 68 % (en poids) avait un point d'ébullition supérieur à 500 °C et une proportion de 2 à 4 % avait un point d'ébullition au-dessus de 200 °C. Ces résultats sont semblables à ceux d'une analyse des composants du fuel-oil n° 6 menée par l'ATSDR (1999).

3. Propriétés physiques et chimiques

Le fuel-oil n° 4, le fuel-oil n° 6 et le fuel-oil résiduel sont des combinaisons complexes d'hydrocarbures pétroliers qui ont diverses propriétés physiques et chimiques selon la source de pétrole brut, l'année de production et les rapports de mélange des carburants finaux (Wang *et al.*, 1999). Le tableau 3-1 présente un résumé des propriétés physiques et chimiques de ces mazouts lourds. Les données proviennent de nombreuses sources et sont donc généralement représentatives. Comme il existe relativement peu de données décrivant les propriétés physiques et chimiques du fuel-oil n° 4 et du fuel-oil résiduel, on estime que ces substances ont des propriétés intermédiaires entre le fuel-oil n° 2 et le fuel-oil n° 6 (composés de fluidification utilisés pour créer ces carburants finaux). Par conséquent, le tableau 3-1 est principalement axé sur le fuel-oil n° 6.

Tableau 3-1. Propriétés physiques et chimiques du fuel-oil n° 4, du fuel-oil n° 6 et du fuel-oil résiduel

Propriété	Valeur (substance)	Température (°C)	Référence
Point d'écoulement (°C)	-2 à 15	–	API, 2004
Point d'ébullition (°C)	101 à 588 (fuel-oil n° 4) 160 à 723 (fuel-oil n° 6) 160 à 600 (fuel-oil résiduel)	–	ATSDR, 1995 API, 2004 API, 2004
Masse volumique (g/mL)	0,95 à 1,01 (fuel-oil n° 6) 0,98 (fuel-oil n° 6)[a]	15 20	CONCAWE, 1998 Environnement Canada, c2001
Pression de vapeur (Pa)	100 (fuel-oil n° 6) 133 à 2 000 (fuel-oil résiduel/fuel-oil n° 6)[b]	20 20	North Atlantic Refining Ltd, 2010 NOVA Chemicals, 2013
Solubilité dans l'eau (mg/L)	0,4 à 6,3 (fuel-oil n° 6)	22	API, 2004
Log K_{oe} (sans dimension)	3,3 à 7,06 (fuel-oil n° 6) 2,7 à > 6 (fuel-oil n° 6)	--	ATSDR, 1995 CONCAWE, 1998
Log K_{co} (sans dimension)	3,0 à 6,7 (fuel-oil n° 6)	--	ATSDR, 1995
Constante de la loi de Henry ($Pa \cdot m^3/mol$)	6×10^{-5} à 7,4 (fuel-oil n° 6)	20	Oak Ridge National Laboratory, 1989

[a] Extrait des données saisies sur le mazout C (Irving Whale)
[b] NOVA Chemicals désigne la substance comme étant du fuel-oil résiduel (n° CAS 68476-33-5), mais définit le fuel-oil n° 6 comme un synonyme de la substance.
K_{co} : Coefficient de partage carbone organique–eau.
K_{oe} : Coefficient de partage octanol-eau.

La solubilité de tous les mazouts lourds dans l'eau est faible et les estimations de coefficient de partage octanol–eau varient considérablement, ce qui est probablement attribuable à la nature complexe et variable de ces mélanges.

Le fuel-oil n° 4, le fuel-oil n° 6 et le fuel-oil résiduel ont une faible densité API (American Petroleum Institute), de sorte que leur densité (0,95 à > 1,03) peut être inférieure ou égale à celle de l'eau douce (1,00) [NOAA, 2010]. Le point d'écoulement d'un produit pétrolier est la température en dessous de laquelle le

produit ne s'écoule pas librement en raison de la cristallisation de certains composants (Ford, 1970). Avec un point d'écoulement de -2 à 15 °C, les déversements de ces mazouts lourds dans les eaux dont la température est inférieure à 15 °C sont susceptibles de donner lieu à la formation d'un semi-solide qui pourrait ne pas se disperser très rapidement. Par conséquent, dans l'eau, ces mazouts lourds peuvent couler, flotter ou avoir une flottabilité neutre en fonction des caractéristiques du milieu (la température et la salinité de l'eau) et des propriétés du pétrole [NOAA, 2010].

Afin de prédire le comportement et le devenir dans l'environnement d'un produit pétrolier complexe comme ces mazouts lourds, des structures représentatives ont été sélectionnées à partir de chaque classe chimique qui se trouve dans les substances. À partir de la base de données du système PETROTOX (2009), 45 structures ont été choisies en fonction des plages de températures d'ébullition de chaque mazout lourd (voir le tableau B-1 à l'annexe B), de la quantité de données disponibles sur chaque structure et du milieu de la plage de températures d'ébullition des structures similaires. Étant donné que la composition de la plupart des mazouts lourds n'est pas bien établie et qu'elle est variable, la proportion des structures représentatives des substances n'a pu être prise en compte dans le choix des composants. Le choix s'est donc porté sur des structures représentatives des alcanes, des isoalcanes, des cycloalcanes monocycliques et bicycliques, des polycycloalcanes, des cycloalcanes monoaromatiques et diaromatiques et des substances aromatiques à un, deux, trois, quatre, cinq et six cycles comportant de 12 à 50 atomes de carbone (tableau B-1 à l'annexe B). Les données physico-chimiques de chaque structure représentative ont été rassemblées à partir d'ouvrages scientifiques et du groupe de modèles environnementaux de EPI Suite (2008) [tableau B-1 à l'annexe B].

Alors que le tableau B-1 (annexe B) fournit des données relatives aux propriétés physiques et chimiques des structures individuelles, il convient de noter que certaines de ces propriétés varieront lorsque les substances sont présentes dans un mélange, comme les mazouts lourds. La pression de vapeur des composants d'un mélange sera inférieure à leurs pressions de vapeur individuelles en raison de la loi de Raoult (la pression de vapeur totale du mélange idéal est proportionnelle à la somme des pressions de vapeur des fractions molaires de chaque composant individuel). Tout comme la loi de Raoult, la solubilité dans l'eau des composants d'un mélange est inférieure aux valeurs individuelles (Banerjee, 1984). Parallèlement, les composants qui sont normalement solides dans des conditions environnementales peuvent néanmoins avoir des valeurs de fusion inférieures (et par conséquent, se trouver à l'état liquide) ainsi qu'une pression de vapeur et une solubilité dans l'eau accrues lorsqu'ils font partie d'un mélange (Banerjee, 1984). Ceci n'est pas reflété dans le tableau B-1.

4. Sources

Les mazouts sont produits par des raffineries un peu partout au Canada (Statistique Canada, 2007). La production de fuel-oil n° 4, de fuel-oil n° 6 et de fuel-oil résiduel (collectivement appelés mazouts lourds par Statistique Canada) dans les raffineries canadiennes était d'environ 8 258 millions de litres en 2008 (Statistique Canada, 2009; tableau C-1a à l'annexe C). Environ 55 % de la production canadienne a été exportée (4 550 millions de litres) et 1 767 millions de litres des trois substances ont été importés (Statistique Canada, 2009; tableau C-1a à l'annexe C). Ce sont les provinces de l'Atlantique qui, collectivement, produisent la plus grande quantité de ces trois substances, soit 46 % de la production canadienne, suivies du Québec avec 32 % (Statistique Canada, 2009; tableau C-1a à l'annexe 3). Les provinces de l'Atlantique exportent également la plus grande quantité par rapport aux autres provinces (2 784 mégalitres). Environnement Canada (2008, 2009, 2010b) a compilé les données soumises par les producteurs et les importateurs de combustibles liquides au Canada en vertu des exigences du *Règlement n° 1 concernant les renseignements sur les combustibles*. Les données concernant la production et l'importation de mazouts lourds au Canada de 2006 à 2008 sont présentées dans le tableau C-1b (annexe C). Elles montrent une augmentation globale de la production et de l'importation des mazouts lourds disponibles à la vente entre 2006 et 2007, suivie d'un déclin en 2008 (tableau C-1b à l'annexe C). Les écarts entre les données d'Environnement Canada et de Statistique Canada peuvent découler des différences dans les approches utilisées pour déterminer les volumes (Environnement Canada, 2010). Par exemple, les volumes déclarés à Environnement Canada reflètent principalement la production à diverses raffineries, tandis que Statistique Canada tient compte des stocks d'ouverture et de clôture ainsi que des transferts inter-produits (Environnement Canada, 2010).

Les terminaux pétroliers reçoivent les produits pétroliers, notamment les mazouts lourds, qu'ils stockent dans des réservoirs pour les clients. Au nombre de ces clients, mentionnons les distributeurs en gros et les dépôts de stockage. Les mazouts lourds sont transportés vers les installations des clients par camion-citerne. Il existe entre 86 et 98 terminaux pétroliers au Canada. Par contre, ce ne sont pas tous ces terminaux qui stockent du mazout, par exemple les terminaux de l'ouest du Canada en stockent très peu, voire pas du tout. Le volume maximal des réservoirs individuels à ces terminaux serait de l'ordre de 20 à 30 millions de litres. Aucune donnée n'a été répertoriée sur le nombre de terminaux qui stockent des mazouts lourds ni sur le volume stocké (Cheminfo, 2009).

Dans l'ensemble, la production de fuel-oil n° 4, de fuel-oil n° 6 et de fuel-oil résiduel par les raffineries en 2008 semble avoir diminué par rapport à 2004, d'après les statistiques sur la production et le mouvement (Statistique Canada, 2005 à 2009; tableau C-1c à l'annexe C). Cette diminution est probablement attribuable à l'utilisation accrue d'autres sources d'énergie, comme le gaz naturel, et à la réduction de la consommation d'énergie par l'ensemble des utilisateurs des mazouts lourds (Statistique Canada, 2007; Little *et al.*, 2003).

5. Utilisations

Le fuel-oil n° 6 (combustible de soute C) est aussi utilisé pour la production d'électricité et de vapeur par les services publics et l'industrie, ainsi que dans d'autres applications de production d'énergie. De plus, il est utilisé pour le chauffage de l'eau et des locaux, dans les équipements de pompage de pipeline et de compression de gaz ainsi que comme bitume routier (ATSDR, 1995; Cheminfo, 2009). En règle générale, le fuel-oil n° 6 doit être chauffé afin de demeurer suffisamment fluide pour permettre son utilisation.

Le fuel-oil résiduel est semblable au fuel-oil n° 6 (quoiqu'un peu plus léger) et ses utilisations devraient donc être similaires. Il peut être utilisé dans les appareils de chauffage et les chaudières des centrales électriques, les centrales électriques industrielles et pour les opérations métallurgiques (Irwin *et al.*, 1997).

Quant au fuel-oil n° 4, il est utilisé dans les installations industrielles et les brûleurs commerciaux sans dispositif de préchauffage (Statistique Canada, 2007), ainsi que dans les navires de petite ou de moyenne taille comme « carburant diesel marin » (comme le fuel-oil n° 4). Lorsque la température est extrêmement froide, il n'a pas besoin d'être préchauffé pour être manipulé, car sa plage de viscosité lui permet d'être pompé et atomisé à des températures de stockage relativement basses (CONCAWE, 1998).

L'utilisation de ces trois substances au Canada varie; elle se situait entre 6 711 millions de litres en 2006 et 7 567 millions de litres en 2007 et s'élevait à 6 632 millions de litres en 2008 (tableau C-1b à l'annexe C). Il y a eu un déclin global de l'utilisation en Ontario et une augmentation au Québec et dans l'ouest du Canada (tableau C-1b à l'annexe C). Près de 1 100 millions de litres ont été ajoutés aux stocks des services publics et de l'industrie, ce qui indique que du mazout lourd est stocké au Canada (Statistique Canada, 2010).

Environ 60 % de la consommation de fuel-oil n° 4, de fuel-oil résiduel et de fuel-oil n° 6 (plus de 4 200 millions de litres) sert à la production d'énergie (Statistique Canada, 2010; tableau C-2 de l'annexe C). Les entreprises de services publics dans le Canada atlantique sont les principaux utilisateurs de mazout lourd. En 2005, près de 15 % de l'électricité dans le Canada atlantique était produite à l'aide de ce carburant (Statistique Canada, 2007). Le Québec et l'Ontario consomment également du mazout lourd pour produire de l'électricité.

Le tableau C-3 de l'annexe C présente une ventilation détaillée des utilisations par le secteur industriel. En 2008, les secteurs industriels consommant la plus grande quantité de fuel-oil n° 4, de fuel-oil n° 6 et de fuel-oil résiduel étaient le secteur manufacturier, le transport maritime ainsi que les secteurs commerciaux et institutionnels (environ 89 % de la consommation totale par les secteurs industriels). La plupart des secteurs industriels utilisent des mazouts lourds pour la production d'électricité et de chaleur.

La production d'électricité dans le transport maritime est le seul secteur ayant enregistré une augmentation de l'utilisation des mazouts lourds de 1990 à 2005 (Statistique Canada, 2007). Dans ce secteur industriel, les mazouts lourds représentent 61 % de la consommation de carburant; le diesel représente 39 % (Statistique Canada, 2007). En 2005, plus de 55 % des ventes de mazout lourd pour le secteur du transport maritime ont eu lieu en Colombie-Britannique, 23 %, au Québec, 12 %, au Canada atlantique et 10 %, en Ontario (Statistique Canada, 2007).

Le fuel-oil n° 4 a été classifié comme un formulant de la liste 2 par l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) de Santé Canada (ARLA, 2010) et son utilisation est sujette à la directive réglementaire sur les formulants (ARLA, 2006).

6. Rejets dans l'environnement

Le fuel-oil n° 4, du fuel-oil n° 6 et du fuel-oil résiduel peuvent être rejetés dans l'environnement en raison des activités associées à la production, au transport et à l'entreposage, à l'avitaillement en carburant et à l'utilisation commerciale.

Le fuel-oil n° 4 et le fuel-oil n° 6 sont des fractions lourdes (résidus) dans les colonnes de distillation ou des distillats dans les raffineries ou les usines de traitement. Le fuel-oil n° 4 et le fuel-oil résiduel peuvent aussi être des mélanges de ces résidus avec des distillats plus légers (CIRC, 1989a). Par conséquent, les rejets contrôlés de fuel-oil n° 4, de fuel-oil n° 6 et de fuel-oil résiduel peuvent notamment être causés par les soupapes de surpression, les vannes d'aération et par les vannes de vidange de la tuyauterie ou de l'équipement (p. ex. les réservoirs) entourant cet équipement. Dans des conditions normales d'exploitation, tout rejet de mazout lourd serait contenu dans un système fermé, en conformité avec des procédures établies et retourné à l'installation de traitement ou envoyé à une station d'épuration des eaux usées. Dans les deux cas, on ne prévoit aucune exposition de la population générale ou de l'environnement à ces substances.

Des rejets involontaires de fuel-oil n° 4, de fuel-oil n° 6 et de fuel-oil résiduel peuvent se produire à des installations de production. La législation couvre les rejets de mazouts lourds et comprend des exigences provinciales et territoriales pour prévenir et gérer les rejets involontaires des substances et des charges pétrolières dans une installation au moyen de permis d'exploitation (SENES, 2009). Ces mesures de contrôle comprennent la sélection du matériel approprié durant l'établissement et la conception des procédés; des inspections et des entretiens réguliers des réservoirs de stockage, des canalisations et des autres équipements liés aux procédés; la mise en place de mesures de détection et de colmatage des fuites, ou d'autres programmes équivalents; l'utilisation de toits flottants dans les réservoirs hors sol afin de réduire la zone gazeuse interne ainsi que la plus faible utilisation possible des réservoirs souterrains, qui peuvent donner lieu à des fuites ou déversements non détectés (SENES, 2009).

À l'échelle fédérale, la question des rejets involontaires de certaines substances pétrolières dans l'eau provenant des installations est abordée dans le *Règlement sur les effluents liquides des raffineries de pétrole* et dans les lignes directrices de la *Loi sur les pêches* (Canada, 2010). De plus, la législation actuelle sur la santé et la sécurité au travail prévoit des mesures pour minimiser l'exposition professionnelle des employés. Certaines de ces mesures visent également à limiter les rejets involontaires (CanLII, 2001). Des mesures non réglementaires (p. ex. des lignes directrices, des pratiques exemplaires) sont également prises dans des installations du secteur pétrolier pour réduire les rejets involontaires. Les émissions de gaz d'évaporation de mazout lourd ne devraient pas constituer une proportion importante des émissions globales sur site provenant des installations de production. Par conséquent, les rejets sur place ne devraient pas s'avérer une source d'exposition importante.

Le fuel-oil n° 4, le fuel-oil n° 6 et le fuel-oil résiduel peuvent être stockés en vrac avant le transport vers les quais d'exportation ou le marché. L'exposition potentielle aux rejets de mazouts lourds dans des installations de stockage en vrac est prise en compte dans la partie de la présente évaluation portant sur la santé humaine. Il existe peu de données sur la production et le transport du fuel-oil résiduel. Toutefois, le fuel-oil serait transporté et stocké de la même façon que le fuel-oil n° 4 et le fuel-oil n° 6 étant donné ses propriétés similaires.

Les mazouts lourds peuvent être transportés entre les installations, ainsi que vers les secteurs indiqués dans le tableau C-3 (annexe C). Le fuel-oil n° 4, le fuel-oil n° 6 et le fuel-oil résiduel peuvent être transportés par pipeline, navire, wagon porte-rails et camion. En général, le transport est réparti en trois procédures d'exploitation : le chargement, le transport et le déchargement. Le chargement et le déchargement des mazouts lourds ont généralement lieu à des endroits où l'accès est limité au grand public, comme les terminaux vraquiers et les quais.

La manutention dans les installations pétrolières du fuel-oil n° 4, du fuel-oil n° 6 et du fuel-oil résiduel destinés au transport est réglementée à l'échelle fédérale et provinciale par des lois qui couvrent le chargement et le déchargement (SENES, 2009). Collectivement, ces lois établissent les exigences en matière de manutention sécuritaire des substances pétrolières et sont destinées à réduire ou à prévenir les rejets potentiels pendant le chargement, le transport et le déchargement (SENES, 2009). Les rejets dans l'air de vapeurs de mazout lourd provenant des réservoirs de stockage devraient être faibles en raison de la faible volatilité des substances.

Les rejets liés au lavage ou au nettoyage des récipients de transport ne sont pas pris en considération dans la présente évaluation préalable, car les réservoirs ou les conteneurs utilisés pour le transfert de substances pétrolières sont généralement des récipients réservés à cette fin; le lavage ou le nettoyage n'est

donc pas requis de manière régulière (USEPA, 2008). Le nettoyage des installations doit répondre aux normes de rejet locales et provinciales en termes de traitement des eaux ménagères.

6.1 Estimation des rejets

L'utilisation du fuel-oil n° 6 en tant que dépoussiérant est approuvée au Nunavut (gouvernement du Nunavut, 2002). Toutefois, rien n'indique qu'il est utilisé au Nunavut à cette fin et l'on considère qu'il est peu probable qu'un carburant soit utilisé étant donné le coût élevé des carburants dans l'Arctique (communication personnelle, conversation téléphonique entre la Protection de l'Environnement Canada, ministère de l'Environnement du Nunavut et la Division des évaluations écologiques d'Environnement Canada, 20 novembre 2013; source non citée). Par conséquent, ce scénario de rejet n'est pas abordé davantage dans la présente évaluation.

Les mazouts lourds sont transportés par pipeline, navire, barge ou train vers des terminaux de produits raffinés. Ils sont ensuite transportés par camion-citerne vers les installations de stockage (Statistique Canada, 2007). Ils peuvent être stockés dans de grands réservoirs d'une capacité de 20 à 1 000 mégalitres (Cheminfo, 2009). Les réservoirs de stockage peuvent être situés hors sol, dans le sol, ou dans le cas de plus petits réservoirs, à l'intérieur des sous-sols ou des garages. Les rejets involontaires de ces substances vont généralement se produire dans l'air, l'eau ou le sol selon le mode de transport utilisé (navire, train, pipeline ou camion).

Les déversements ou les fuites involontaires pendant la manutention et le transport ont été pris en compte dans cette évaluation préalable quant au potentiel d'effets nocifs sur l'environnement. En raison de volatilité relativement faible des mazouts lourds, attribuable à leurs propriétés physiques et chimiques, on s'attend à une faible quantité d'émissions par évaporation liées à des déversements involontaires, comparativement aux quantités rejetées dans l'eau ou le sol.

Les rejets potentiels liés au transport de ces mazouts lourds ont été estimés au moyen de l'analyse des données historiques sur les déversements (de 2000 à 2009) tirées du Système national de renseignements sur l'application de la loi reliée à l'environnement d'Environnement Canada (Environnement Canada, 2011a). Elle fournit des données nationales sur les rejets de substances concernant ou touchant un ministère ou un organisme fédéral, une installation gouvernementale fédérale ou des terres autochtones; ou des rejets qui enfreignent la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* ou la *Loi sur les pêches*; sur les rejets qui ont une incidence sur les poissons, les oiseaux migratoires ou les espèces à risque, ou encore sur les frontières interprovinciales ou internationales; et les rejets provenant des navires. Les

autres déversements peuvent être déclarés dans le NEMISIS, mais aucune loi n'oblige à le faire. De plus, les données sur les déversements ajoutées dans NEMISIS peuvent varier en fonction des exigences de déclaration de chaque province, comme les seuils de déclaration des quantités de déversement.

La majorité des données concernaient le combustible de soute C. Quelques rejets ont été désignés comme étant du combustible de soute sans indication quant au type de combustible de soute dont il s'agissait. On ne sait pas si les déversements de fuel-oil n° 4 ou de fuel-oil résiduel sont déclarés comme étant du combustible de soute générique ou du mazout C. Par conséquent, on a tenu pour acquis dans la présente évaluation préalable que tous les rejets déclarés comme étant du combustible de soute et du mazout C représentaient les trois substances (fuel-oil n° 4, fuel-oil n° 6 et fuel-oil résiduel), bien qu'il soit possible que les renseignements sur ces déversements concernent d'autres mazouts lourds. Les déversements très importants d'origine suspecte ont été examinés afin de s'assurer qu'ils n'étaient pas liés à des exercices d'entraînement en cas d'urgences environnementales. Un déversement dont les renseignements sont stockés dans la base de données du NEMISIS n'a pas été inclus dans l'analyse des déversements effectuée pour le présent rapport, car il s'agissait d'un déversement exceptionnellement important (734 000 litres de mazout C) survenu en Alberta en 2005. Bien qu'il soit possible qu'un déversement catastrophique similaire se produise de nouveau, il convient de noter qu'un seul déversement de cette ampleur a eu lieu sur une période de dix ans (2000 à 2009) au Canada. Les déversements pour lesquels les collisions, les conditions routières médiocres ou les conditions météorologiques défavorables ont été indiquées comme étant la source, la cause ou la raison du déversement n'ont pas été inclus dans l'estimation des rejets.

Bon nombre des rapports ne fournissaient aucune estimation du volume rejeté dans l'environnement. Afin de tenir compte de la sous-estimation des volumes totaux rejetés, les volumes totaux annuels estimés ont été extrapolés en supposant que la distribution des volumes rejetés déclarés était représentative de tous les rejets. Les résultats sont présentés au tableau C-4 (annexe C). De 2000 à 2009, le volume total extrapolé pour les 339 déversements de fuel-oil n° 6 (mazout C) dans tous les milieux (sol, eau salée et eau douce) était de 2,4 millions de litres. Le volume moyen des déversements (2000 à 2009) était de 7 072 litres (volume total extrapolé/nombre de déversements signalés).

De 2000 à 2004, il y a eu une augmentation graduelle du volume total de fuel-oil n° 6 déversé (figure C-4 à l'annexe C). Toutefois, cette tendance pourrait être attribuable à l'augmentation du signalement des déversements. Le Québec comptait le plus grand volume total de déversements de combustible de mazout C, suivi de la Nouvelle-Écosse. Le tableau C-5 (annexe C) présente les volumes rejetés par an pour chaque province.

La base de données du NEMISIS indique également le milieu concerné (air, sol, eau douce, eau salée), de sorte qu'on peut connaître la quantité moyenne des déversements dans chaque milieu (tableau C-6 à l'annexe C). De 2000 à 2009, il y a eu 131 déversements dans le sol, 55 dans l'eau douce et 108 dans les eaux marines (tableau C-6 de l'annexe C). Le nombre total de déversements indiqué au tableau C-6 (annexe C) ne correspond pas au total indiqué dans le tableau C-4 (annexe C) parce que certains des déversements ont touché plus d'un milieu, alors que pour d'autres, le milieu concerné n'a pas été indiqué dans la base de données sur les déversements (Environnement Canada, 2011a).

Une extrapolation semblable a été appliquée à chaque milieu pour tenir compte des déversements signalés sans mention du volume. La quantité moyenne estimée des rejets de ces mazouts lourds par déversement est indiquée dans le tableau 6-1 pour l'eau douce, l'eau salée et le sol. Ces valeurs étaient utilisées pour déterminer la concentration environnementale estimée (CEE) dans l'évaluation de l'exposition environnementale. La base de données ne présente aucune information indiquant si les déversements ont eu lieu pendant le chargement, le transport ou le déchargement; c'est pour cette raison que le tableau 6-1 n'en fait pas mention. Par conséquent, le volume de déversement moyen a été utilisé pour chacun des scénarios.

Tableau 6-1. Estimation des quantités moyennes rejetées par déversement de fuel-oil n° 4, de fuel-oil n° 6 et de fuel-oil résiduel dans chaque milieu (L/déversement) d'après les données historiques d'Environnement Canada (2011a) sur les déversements entre 2000 et 2009

Milieu concerné	Rejets moyens à la suite de déversements kg par déversement[b]	Rejets moyens à la suite de déversements L par déversement[b]
Eau douce[d]	14 790	15 090[b]
Eau salée	12 860	13 120
Sol	4 810	4 910

[a] Ne comprend pas les déversements dus à l'écrasement d'un aéronef, à une collision, à la glace ou au givre, aux conditions routières, à l'affaissement du sol ou à des actes de vandalisme.
[b] Déterminés en fonction d'une densité moyenne de 0,98 kg/L (Environnement Canada, c2001).
[c] La quantité moyenne (en litres) de rejets de mazouts lourds dans chaque milieu a été déterminée en séparant tous les rejets considérés comme du combustible de soute ou combustible de soute C survenus entre 2000 et 2009 par milieu (eau douce, eau salée, sol), en déterminant la quantité totale extrapolée pour chaque milieu, puis en divisant cette quantité totale extrapolée par le nombre total de déversements dans un milieu en question.
[d] Ne comprend pas le déversement survenu en 2005 dans le lac Wabamun (734 000 litres).

Dans le cas du chargement et du déchargement des navires ainsi que du transport par navire, on s'attend à un volume moyen de 13 120 litres par déversement dans les eaux marines et à un volume de 15 090 litres par déversement dans l'eau douce. Les mêmes données historiques indiquent qu'entre 2000 et 2009 la quantité moyenne des déversements dans le sol au Canada était de 4 910 litres.

La base de données du NEMISIS présente trois colonnes de données (sources, causes et raisons) pour de nombreux rejets de mazout C. Les données figurant dans ces colonnes ont été analysées pour déterminer comment et pourquoi la majorité des rejets de mazout C surviennent (tableaux C-7a – C-7c à l'annexe C).

Le plus grand déversement de fuel-oil n° 6 (mazout C) au Canada a eu lieu en 2005 près du lac Wabamun (Alberta) à la suite d'un déraillement de train qui a provoqué le rejet de 734 000 L de mazout C dans l'eau. Le retrait de ce déversement a modifié l'analyse fondée sur les volumes pour les principales sources, causes et raisons des déversements de mazout C au Canada. Les sources de la majorité des rejets de mazout C (tableau C-7a à l'annexe C) sont les autres embarcations (25 % du volume), les pipelines (20 % du volume) et les navires-citernes (19 % du volume). Les camions-citernes, les camions de transport et les autres véhicules à moteur ne représentent que 2 % du volume déversé. Par conséquent, le transport par camion n'est pas considéré comme une source importante de déversement de mazout C. En particulier, le retrait du déraillement de train de 2005 responsable du déversement dans le lac Wabamun réduit la proportion des rejets de 33 % à 2 %, et la majorité du volume déversé (60 000 litres) est liée à un seul incident.

La base de données du NEMISIS a également été analysée afin de déterminer les causes des fuites de mazout lourd (tableau C-7b à l'annexe C). Il a été établi que les fuites liées aux oléoducs dans les conduites sont à l'origine de 38 % du volume rejeté, ce qui est compatible avec le cas des combustibles de soute C, pour lesquels les pipelines constituent la source principale de rejet (tableau C-7a à l'annexe C). De même, les navires qui coulent ou qui s'échouent ont contribué respectivement à 13 % et à 6 % du volume total, ce qui correspond également au volume total élevé des déversements causés par des navires. Environ 8 % du volume déversé était lié à une cause inconnue.

Le tableau C-7c (annexe C) montre que les raisons sont inconnues pour une grande proportion des déversements (43 % en volume). La défaillance du matériel représente 16 % du volume et les erreurs humaines, 16 %. Les 25 % qui restent sont attribuables à diverses raisons.

D'après l'analyse des données disponibles, il y a eu relativement peu de déversements dans le sol liés au transport par camion (32 déversements) et encore moins pour le transport par train (11 déversements) au cours de cette période de dix ans (Environnement Canada, 2011a).

7. Devenir dans l'environnement

Quatre processus de devenir importants interviendront lors du rejet de substances pétrolières dans l'environnement, soit la dissolution dans l'eau, la volatilisation, la biodégradation et l'adsorption. Ces processus entraîneront des changements dans la composition de ces substances UVCB. Dans le cas de déversements dans le sol ou les surfaces d'eau, un autre processus de devenir, la photodégradation, peut également être important.

Tel qu'il a été mentionné précédemment, la solubilité et la pression de vapeur des composants dans un mélange varieront par rapport au composant seul. Ces interactions sont complexes pour les substances de composition inconnue ou variable, produits de réactions complexes ou matières biologiques, comme les hydrocarbures pétroliers.

Chacun des processus de devenir a des répercussions différentes sur les familles d'hydrocarbures. Les composés aromatiques tendent à être plus hydrosolubles que les composés aliphatiques comportant le même nombre d'atomes de carbone, alors que les composés aliphatiques tendent à être plus volatiles (Potter et Simmons, 1998). Par conséquent, lorsqu'un mélange pétrolier est rejeté dans l'environnement, il est probable que les contaminants principaux de l'eau soient des composés aromatiques et que les composés aliphatiques soient les principaux contaminants atmosphériques (Potter et Simmons, 1998). La tendance relative à la volatilité par classe de composant est comme suit : alcènes ≈ alcanes > composés aromatiques ≈ cycloalcanes. Les composants les plus solubles et les plus volatils ont le plus faible poids moléculaire; il y a donc un passage général à des composants à poids moléculaires plus élevés dans les matières résiduelles.

Lorsque du fuel-oil n° 6 est déversé, seulement de 5 à 10 % devrait s'évaporer dans les premières heures qui suivent (NOAA, 2010; Environnement Canada, 1999; API, 2004). Le taux d'émission par évaporation d'un mazout donné est proportionnel au pourcentage de composés volatils (Smith et MacIntyre, 1971). La perte initiale en raison de la volatilisation et de la solubilisation est suivie d'une biodégradation, habituellement par des bactéries.

Il y a presque toujours biodégradation lors du rejet de mélanges pétroliers dans l'environnement. Il a été largement démontré que presque tous les sols et sédiments ont des populations de bactéries et d'autres organismes qui peuvent dégrader des hydrocarbures pétroliers (Pancirov et Brown, 1975). La dégradation se produit qu'il y ait ou non de l'oxygène. Deux facteurs clés qui déterminent les taux de dégradation sont l'apport en oxygène et la structure moléculaire. En général, la dégradation est plus rapide dans des conditions aérobies. Les tendances à la baisse dans les vitesses de dégradation selon la structure sont (Potter et Simmons, 1998):

(1) les *n*-alcanes, particulièrement ceux comportant de 10 à 25 atomes de carbone sont facilement dégradés.
(2) les isoalcanes;
(3) les alcènes;
(4) le benzène, le toluène, l'éthylbenzène, le xylène (BTEX) [lorsque ces substances sont présentes dans des concentrations qui ne sont pas toxiques pour les micro-organismes];
(5) les substances monoaromatiques;
(6) les hydrocarbures aromatiques polynucléaires (polycycliques) [HAP];
(7) les cycloalcanes à poids moléculaire plus élevé (qui peuvent se dégrader très lentement (Pancirov et Brown, 1975)).

Ces trois processus de météorisation (dissolution dans l'eau, volatilisation et biodégradation) donnent habituellement lieu à l'appauvrissement des composés les plus facilement solubles, volatils et dégradables et à l'accumulation des composés qui résistent le plus à ces processus dans les résidus.

7.1 Études expérimentales

Au cours de la première année suivant un déversement dans l'eau, les *n*-alcanes comportant jusqu'à 17 atomes de carbone devraient être complètement éliminés (Kolpack *et al.*, 1978; Guard et Corbet, 1972). La fraction restante de plus faible poids moléculaire devrait se disperser dans la colonne d'eau (API, 2004). Les tableaux D-1 et D-2 (annexe D) indiquent les changements à la caractérisation chimique du fuel-oil n° 6 après un vieillissement climatique de 2,5 %. Les hydrocarbures légers saturés sont initialement éliminés par évaporation, et les substances aromatiques de faible poids moléculaire, probablement par dissolution (tableaux D-1 et D-2 à l'annexe D).

Le comportement des mazouts lourds déversés dans l'eau a également été observé lors de déversements antérieurs, notamment le déraillement de train de 2005 qui a entraîné le rejet de 730 000 litres de fuel-oil n° 6 près du lac Wabamun (Alberta). Quelques heures après le déversement, des boules de goudron qui se déplaçaient verticalement dans la colonne d'eau ont été aperçues près des rives (Fingas *et al.*, 2006). Cette flottabilité neutre des mazouts lourds déversés était attribuable à une densité proche de celle de l'eau douce, à l'évaporation, aux changements de température, à l'absorption de matières solides et à la photooxydation (Fingas *et al.*, 2006). Lorsque les mazouts lourds sont réchauffés par le soleil, ils deviennent plus visqueux en raison de l'évaporation des composés aliphatiques de faible poids moléculaire et de la dissolution des composés aromatiques de faible poids moléculaire. La fraction lourde restante a tendance à couler étant donné sa densité élevée. Ce phénomène est amplifié par le sable entraîné (Fremling, 1981). Toutefois, le pétrole peut refaire surface en raison de la perte de matières solides, l'absorption

de matières plus légères (p. ex. herbes sèches, insectes) et les changements de température ou de salinité (Fingas *et al.*, 2006).

Seule une petite proportion du fuel-oil n° 6 est biodégradable. De fait, son poids moléculaire élevé et la complexité de ses hydrocarbures diminuent son potentiel de biodégradation (Foght, 2006; Walker *et al.*, 1976). Walker *et al.* (1976) ont constaté que 11 % du fuel-oil n° 6 (en poids) était biodégradé en 28 jours lors d'une incubation avec une culture mixte de bactéries estuariennes dans un milieu nutritif. Une dégradation de 10 % de la fraction aromatique et de 25 % des composés saturés a été observée (Walker *et al.*, 1976). Ces données ont également été observées sur le terrain : la biodégradation du fuel-oil n° 6 déversé dans le lac Wabamun correspondait à la perte de 12 % en poids du pétrole ajouté aux cultures bactériennes (Foght, 2006). Ainsi, le fuel-oil n° 6 comporte une petite proportion d'hydrocarbures biodégradables de faible poids moléculaire (hydrocarbures saturés et petits hydrocarbures aromatiques) et une grande proportion de composés qui ne sont pas facilement biodégradables (hydrocarbures aromatiques complexes, résines, asphaltènes) [Foght, 2006; Zajic *et al.*, 1974). L'efficacité de la biodégradation est plus faible pour les HAP plus lourds avec une alkylation accrue (Diez *et al.*, 2005).

La formation de boules de goudron limite également l'accès des bactéries aux composants biodégradables du fuel-oil n° 6 déversé (Foght, 2006). La vitesse de biodégradation dans l'eau dépend également de l'environnement côtier.

Les déversements survenus dans le passé, principalement celui du pétrolier *Arrow* en 1970, à la suite duquel la présence de mazout C a été surveillée pendant des décennies après le déversement initial de 9 000 tonnes, ont permis de faire d'importantes constatations sur le devenir dans l'environnement du fuel-oil n° 6 (mazout C). Aucune donnée expérimentale sur le devenir n'existait pour les deux autres n^{os} CAS. Cependant, étant donné que la composition et les propriétés physiques et chimiques du fuel-oil n° 4 et du fuel-oil résiduel sont semblables à celles du mazout C, même si ce dernier est plus léger, on peut supposer que les données expérimentales s'appliquent à ces deux substances.

Trois ans après le déversement du pétrolier *Arrow*, on estime que 3,5 % du mazout C n'avait pas été dégradé (Owens *et al.*, 1994a, 1994b). Une croûte solide (pavés d'asphalte) s'était formée à la surface des résidus de pétrole mélangés à des sédiments et une partie du pétrole a été enterrée par les sédiments sous l'action des vagues dans la zone intertidale (Owens, 1978).

Trois ans et demi après le déversement du pétrolier *Arrow*, les conditions environnementales tumultueuses (la plage contaminée était directement exposée à de fortes vagues) avaient grandement modifié la composition originale du combustible de soute C (Rashid, 1974). Les hydrocarbures saturés et aromatiques ont diminué et ne correspondaient plus qu'à 34 % de la composition, par rapport à 51 % dans les échantillons de mazout lourd

entreposés dans une installation de stockage fermée. En outre, une augmentation de la fraction non hydrocarbonée, soit de 49 % à 66 %, a été enregistrée (Rashid, 1974). À titre comparatif, les échantillons exposés aux conditions moins tumultueuses (vagues faibles ou nulles) ont présenté des vitesses de dégradation relativement plus lentes qui étaient à peine plus élevées que celles des échantillons de référence (Rashid, 1974).

Cinq ans après le déversement du pétrolier *Arrow*, du fuel-oil n° 6 était toujours présent, prenant la forme d'une fine couche iridescente à des dépôts de goudron de 203 cm d'épaisseur. Aux endroits où l'action des vagues était importante, on a trouvé du pétrole sous les grosses pierres, tandis que sur les plages plus tranquilles, du goudron était présent dans les sédiments et le varech (Vandermeulen et Gordon, 1976). Le pétrole échoué avait tendance à rejoindre le littoral et les zones infralittorales, mais la quantité qui retournait directement dans la colonne d'eau était faible (Vandermeulen et Gordon, 1976). Le goudron lié aux sédiments semblait dégradé par l'activité microbienne et la dissolution, et la plupart des *n*-alcanes comportant moins de 28 atomes de carbone étaient éliminés. Sept ans après le déversement, du fuel-oil n° 6 était toujours présent dans les sédiments de subsurface et sur certains rivages (CONCAWE, 1998). Après 22 ans, 0,5 % du pétrole était toujours présent; la fraction lourde comptait pour 10 % et la fraction légère, pour 70 % (Owens *et al.*, 1994a, 1994b).

Du pétrole provenant du pétrolier *Arrow* était encore présent 30 ans plus tard, principalement dans les endroits abrités, comme les lagunes, où les vagues sont faibles (Lee *et al.*, 2003). Vandermeulen et Gordon (1976) estiment que les résidus de pétrole qui n'ont pas été dégradés dans un délai de cinq ans ont le potentiel de demeurer sur place pendant de longues périodes. D'après les expériences sur l'écoulement, Vandermeulen et Gordon (1976) formulent l'hypothèse que le pétrole échoué peut demeurer présent pendant plus de 150 ans, et cette durée pourrait être sous-estimée puisqu'ils ont présumé que la vitesse d'élimination était linéaire. Vandermeulen (1977) estime que la demi-vie d'érosion pour l'ensemble du fuel-oil n° 6 lié aux sédiments est supérieure à 25 ans.

La biodégradation du fuel-oil n° 6 se produit à des températures aussi basses que 5 °C (Mulkins-Phillips et Stewart, 1974), même si elle est moins rapide qu'à des températures plus élevées. La température peut limiter la vitesse de biodégradation naturelle du pétrole dans les zones marines tempérées et polaires : une température plus basse se traduit par un prolongement de la phase de latence de la croissance de *Nocardia* sp. et une dégradation plus lente du fuel-oil n° 6 (Mulkins-Phillips et Stewart, 1974). Par conséquent, la biodégradation du pétrole est plus lente dans les régions arctiques (Mulkins-Phillips et Stewart, 1974).

7.2 Estimation du devenir à partir des propriétés physiques et chimiques

En raison de l'interaction complexe des composants dans un mélange qui a une incidence sur leurs propriétés chimiques et physiques ainsi que sur leur comportement, il est difficile de prédire le devenir d'un mélange complexe. Par conséquent, comme un indicateur général du devenir des mazouts lourds, les propriétés chimiques et physiques des structures représentatives des mazouts lourds (tableau B-1 de l'annexe B) ont été examinées.

Selon les propriétés chimiques et physiques des structures représentatives des mazouts lourds, la majorité des composants devrait se répartir dans l'eau et le sol.

Les composants ayant de 12 à 50 atomes de carbone ont un point d'ébullition allant de 155 °C à 722 °C. Chacun des composants des mazouts lourds se caractérise par des solubilités faibles à modérées dans l'eau (5×10^{-21} à 3,9 mg/L), des pressions de vapeur faibles à élevées ($1,2 \times 10^{-18}$ à 165 Pa), des constantes de la loi de Henry faibles à élevées (0,03 à 2×10^{11} Pa·m^3/mol), des valeurs modérées à élevées de log K_{oe} (3,9 à 25) et des valeurs modérées à élevées de log K_{oc} (3,6 à 21,2) (tableau B-1 de l'annexe B).

En cas de rejet dans l'air, les alcanes et les hydrocarbures aromatiques de faibles poids moléculaires se répartiront principalement (Commission européenne, c2000a). Les composants ayant un poids moléculaire plus élevé se répartiront surtout dans le sol et les sédiments (Commission européenne, c2000a). Toutefois, d'après les faibles pressions de vapeur ($1,2 \times 10^{-18}$ à 165 Pa), la majorité des composants de mazouts lourds ne devrait pas demeurer dans l'air (tableau B-1 à l'annexe B). Par conséquent, les rejets de mazouts lourds dans l'air sont peu probables.

La densité du fuel-oil n° 6 est proche de celle de l'eau (0,94 à 1,01 g/mL; CONCAWE, 1998, Environnement Canada, c2001). Par conséquent, lorsqu'ils se retrouvent dans l'eau, certains composants devraient remonter à la surface et s'étendre, tandis que d'autres resteront en suspension dans la colonne d'eau. D'après l'hydrosolubilité de ces éléments (5×10^{-21} à 3,9 mg/L), si un rejet se produit dans l'eau, des composants plus petits (< C_{20}) se dissoudront dans l'eau. Les composants de plus grande taille (> C_{20}) ne devraient pas se dissoudre dans l'eau. Les mazouts lourds ne devraient pas s'adsorber sur les matières en suspension et les sédiments, étant donné les estimations modérées à élevées de leur log K_{oc} (tableau B-1 de l'annexe B).

La perte des composants présentant un faible poids moléculaire en raison de l'évaporation et de la dissolution fera augmenter la densité des résidus, ce qui fera couler les composants restants (Irwin *et al.*, 1997; CONCAWE, 1998). La consistance goudronnée du mazout lourd obtenu augmentera son adsorption

aux particules et, par conséquent, les mazouts lourds devraient se retrouver en grande partie dans les sédiments (CONCAWE, 1998). Dans le cas de rejet dans l'eau, où les mazouts lourds ne sont pas en contact immédiat avec les sédiments ou les matières en suspension, il est probable que les constantes modérées à élevées de la loi de Henry des composants comportant de 12 à 20 atomes de carbone entraîneront l'évaporation de ces derniers. Les tendances liées à l'évaporation et à la sorption sont en concurrence, et la nature exacte des rejets indiquerait la façon dont les mazouts lourds se comportent.

En cas de rejet dans le sol, tous les composants des mazouts lourds devraient s'adsorber fortement dans ce milieu. Cette tendance rivalise avec les forces d'évaporation. La volatilisation à partir des surfaces de sol humides peut être un mécanisme important du devenir en raison de la valeur estimée de la constante de la loi de Henry, qui varie de 0,03 à 2×10^{11} Pa·m^3/mol. Les structures représentatives des mazouts lourds ayant un poids moléculaire inférieur (alcanes, isoalcanes, cycloalcanes et substances aromatiques monocycliques) peuvent se volatiliser à partir des surfaces de sol sèches à un niveau faible à élevé, d'après leur pression de vapeur modérée (voir le tableau B-1 à l'annexe B).

Lorsque de grandes quantités d'un mélange d'hydrocarbures pénètrent le sol, la matière organique du sol et d'autres sites d'absorption dans le sol sont entièrement saturés, les hydrocarbures commencent à former une phase séparée (liquide en phase non aqueuse ou liquide non aqueux) dans le sol. À des concentrations inférieures à la capacité de rétention des hydrocarbures dans le sol, le NFPE sera immobile (Arthurs *et al.*, 1995).

8. Persistance et potentiel de bioaccumulation

En raison de la nature complexe des substances pétrolières comme les mazouts lourds, le potentiel de persistance et de bioaccumulation des composants de ces substances a été caractérisé selon des données empiriques ou modélisées pour une série de structures d'hydrocarbures pétroliers.

8.1 Persistance dans l'environnement

La persistance a été caractérisée selon des données empiriques ou modélisées pour une série de structures d'hydrocarbures pétroliers qui devraient se produire dans les substances pétrolières.

Les résultats du modèle et la pondération des données sont consignés dans les documents à l'appui sur la persistance et la bioaccumulation des substances

pétrolières (Environnement Canada, 2014). Ces données sont résumées dans le tableau E-1 de l'annexe E.

Les demi-vies empiriques et modélisées dans l'atmosphère pour de nombreux composants de ces mazouts lourds sont inférieures à deux jours (Environnement Canada, 2014). Toutefois, certains composants, tels que les cycloalcanes diaromatiques comportant 13 atomes, peuvent avoir des demi-vies supérieures à deux jours et peuvent subir un transport à grande distance. En outre, un certain nombre d'hydrocarbures aromatiques polycycliques de trois à six cycles sont sujets au transport à grande distance vers des régions éloignées en raison de la sorption aux matières particulaires (Environnement Canada, 2014).

Compte tenu de la biodégradation dans l'eau, le sol et les sédiments, les composants suivants devraient avoir des demi-vies de plus de six mois dans l'eau et les sols et supérieures à une année dans les sédiments : isoalcanes C_{30}, cycloalcanes monocycliques C_{50}, cycloalcanes bicycliques C_{15}–C_{50}, polycycloalcanes C_{18}–C_{22}, substances aromatiques monocycliques C_{12}, cycloalcanes monoaromatiques C_{12}–C_{20}, substances aromatiques à deux cycles C_{12}–C_{50}, cycloalcanes diaromatiques C_{12} et substances aromatiques à trois cycles C_{14} et C_{30}–C_{50}, substances aromatiques à quatre cycles C_{16}–C_{20}, substances aromatiques à cinq cycles C_{20}–C_{30} et substances aromatiques à six cycles C_{22}. Les cycloalcanes monocycliques C_{30}, les dicycloalcanes C_{12}, les polycycloalcanes C_{14} et les substances aromatiques monocycliques C_{15} et C_{30}–C_{50} ont des demi-vies supérieures à une année dans les sédiments (tableau E-1 à l'annexe E).

8.2 Potentiel de bioaccumulation

Le potentiel de bioaccumulation a été caractérisé selon des données empiriques ou modélisées pour une série de structures d'hydrocarbures pétroliers qui devraient se produire dans les substances pétrolières. Les facteurs de bioaccumulation (FBA) sont la mesure préconisée pour l'évaluation du potentiel de bioaccumulation des substances, puisqu'il se peut que le facteur de bioconcentration (FBC) ne représente pas correctement le potentiel de bioaccumulation des substances dans un régime alimentaire pour les substances avec un log K_{oe} supérieur à 4,5 (Arnot et Gobas, 2003).

En plus des données des FBA et FBC, les données de bioaccumulation pour les espèces aquatiques invertébrées ont également été prises en compte. On a aussi tenu compte des facteurs d'accumulation biote-sédiments/sol (FABS), des facteurs d'amplification trophique et des pour la caractérisation du potentiel de bioaccumulation.

Les données empiriques et modélisées pour les hydrocarbures pétroliers, ainsi que la pondération, peuvent être consultées dans le document à l'appui de cette évaluation (Environnement Canada, 2014). Un résumé des résultats pour le potentiel de bioaccumulation est présenté ci-dessous et au tableau E-2 de l'annexe E.

Dans l'ensemble, il existe des preuves empiriques et prévues cohérentes qui semblent indiquer que les composants suivants ont un potentiel de bioaccumulation élevé, avec des valeurs de FBC/FBA supérieures à 5 000 : isoalcanes C_{13}–C_{15}, cycloalcanes monocycliques C_{12}–C_{15}, cycloalcanes à deux cycles C_{12} et C_{15}, polycycloalcanes C_{14} et C_{22}, substances aromatiques monocycliques C_{15}, cycloalcanes monoaromatiques C_{15}–C_{20}, substances diaromatiques C_{12}–C_{13}, cycloalcanes diaromatiques C_{20}, C_{14} et substances aromatiques à trois cycles C_{20}, hydrocarbures aromatiques polycycliques à quatre cycles C_{16}–C_{20}, hydrocarbures aromatiques polycycliques à cinq cycles C_{20}–C_{22} et hydrocarbures aromatiques polycycliques à six cycles C_{22} (tableau E-2, annexe E). Ces composants ont un métabolisme lent et sont très lipophiles. L'exposition combinée par l'eau et la nourriture semble indiquer que le taux d'absorption de cette substance pourrait dépasser le taux d'élimination total. La plupart de ces composants ne devraient pas se bioamplifier dans les réseaux trophiques aquatique ou terrestre, en raison surtout de l'action conjuguée du métabolisme, de la faible efficacité d'assimilation alimentaire et de la dilution par croissance, qui fait en sorte que le taux d'élimination dépasse le taux d'absorption à partir du régime alimentaire (Environnement Canada, 2014); toutefois, une étude (Harris *et al.*, 2011) suggère que certains hydrocarbures aromatiques polycycliques alkylés peuvent présenter un risque de bioamplification. Alors que seuls des FABS ont été trouvés pour certains HAP, il est possible que les FABS soient supérieurs à 1 pour les invertébrés, étant donné qu'ils n'ont pas les caractéristiques métaboliques des poissons; toutefois, les FABS augmenteront probablement au-delà de 22 atomes de carbone en raison de la biodisponibilité réduite des fractions ayant un point d'ébullition plus élevé (Muijs et Jonker, 2010).

9. Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

9.1 Évaluation des effets sur l'environnement

La toxicité d'un mazout lourd dépend de celle des stocks individuels à partir desquels le mélange est obtenu (CONCAWE, 1998). Aucune donnée sur la toxicité du fuel-oil n° 4 n'ayant pu être trouvée, seules les données sur la toxicité du fuel-oil n° 6 et du fuel-oil résiduel sont présentées. D'après les similitudes entre les points d'ébullition et le nombre d'atomes de carbone de ces trois mazouts lourds, la toxicité du fuel-oil n° 4 devrait être comparable à celle des deux autres fuel-oils.

9.1.1 Milieu aquatique

Les données expérimentales sur la toxicité (poissons, invertébrés et algues) du fuel-oil n° 6 et du fuel-oil résiduel pour les organismes aquatiques sont présentées aux tableaux F-1a et b (annexe F).

Une toxicité modérée (concentration létale 50 [CL_{50}] de 1,9 à 4,7 mg/L) a été mesurée pour les fractions solubles dans l'eau (FSE) du fuel-oil n° 6 chez diverses espèces de poissons, notamment le mené tête de mouton (*Cyprinodon variegatus)*, la capucette béryl (*Menidia beryllina)* et la fondule à long nez (*Fundulus similis)* (tableau F-1a à l'annexe F). Les invertébrés étaient plus sensibles au fuel-oil n° 6 que les poissons et les algues, avec des valeurs de CL_{50} allant de 0,9 à 6,3 mg/L (FSE) [tableau F-1a à l'annexe F, Saco-Alvarez *et al.*, 2008). Il est probable que les HAP à deux et trois cycles ainsi que les naphtalènes alkylés soient en grande partie responsables de la toxicité observée lors de ces essais. De fait, le fuel-oil n° 6 comporte une plus grande quantité de ces composés que les autres produits pétroliers, lesquels sont moins toxiques (Rossi *et al.*, 1976; Rossi et Neff, 1978; Tatem *et al.*, 1978). Il semble que les algues soient les moins sensibles au fuel-oil n° 6 dans l'eau (concentration efficace 50 [CE_{50}] de 160 à plus de 5 000 mg/L. De même, l'exposition des algues (*S. capricornutum* et *M. aeruginosa*) à une FSE de 100 % n'a pas inhibé leur croissance (Giddings *et al.*, 1980). Les données expérimentales sur la toxicité en milieu aquatique du fuel-oil résiduel léger et lourd (n° CAS 68476-33-5) chez *Oncorhynchus mykiss* (truite arc-en-ciel) et *Daphnia magna* (puce d'eau) présentées dans le tableau F-1b (annexe F) indiquent que la toxicité est relativement faible (de 100 à 1 000 mg/L) pour les taux de charge. De même, la toxicité était relativement faible (30 à 300 mg/L) pour l'algue *Raphidocelis subcapitata* (tableau F-1b à l'annexe F).

Strobel et Brenowitz (1981) ont découvert que le fuel-oil n° 6 est toxique pour les jeunes limules (*Limulus polyphemus*). Après une exposition à 2,25 mg/L pendant 7 jours, une augmentation significative de la mortalité des limules par rapport aux témoins a été observée, soit 26 % contre 16 % respectivement. L'effet majeur de ce mazout lourd, le retard de la mue (développement), présentait une relation linéaire positive avec la concentration. Ces effets sur le développement semblent indiquer que la contamination peut avoir des effets à long terme sur les populations de limules en diminuant la taille d'une classe d'âge ainsi que la fécondité ultérieure des adultes.

À la suite du déversement de fuel-oil n° 6 par le pétrolier *Arrow* au large des côtes de la Nouvelle-Écosse, on a observé une mortalité importante à court terme chez les myes, *Mya arenaria* (Thomas, 1973). Les taux de mortalité étaient liés à la couverture de pétrole. Ils se situaient entre 15,8 % et 70,3 % avec une couverture de 1,7 % et de 96,7 % respectivement (Thomas, 1973). Dans les secteurs où la quantité de pétrole était la plus importante, les myes quittaient leur cavité, ce qui les exposait aux prédateurs. Gilfillan et Vandermeulen (1978) ont déterminé que dans les endroits contaminés après le

déversement, la croissance de la population de myes (*Mya arenaria)* avait diminué. Les sédiments souillés présentaient des concentrations de pétrole allant jusqu'à 3 800 µg/g et celles dans les tissus des myes s'élevaient jusqu'à 200 µg/g. Dans la population n'ayant pas subi les effets de ce déversement, le nombre de myes par mètre carré était plus élevé, tout comme la proportion de myes plus âgées. En comparaison de cette population, la proportion de myes jeunes et âgées était la même dans la population souillée. La croissance dans cette population a diminué de plus de 60 % par rapport à celle de la lagune non souillée, qui a diminué de 40,9 % (Gilfillan et Vandermeulen, 1978). Il a été démontré que les myes souillées par le pétrole absorbaient le carbone à un rythme plus lent que celles non souillées; par conséquent, l'efficacité de l'absorption alimentaire était réduite (Gilfillan *et al.*, 1976; Vandermeulen, 1977; Gilfillan et Vandermeulen, 1978). 1976; Vandermeulen, 1977; Gilfillan et Vandermeulen, 1978). Gilfillan *et al.* (1976) ont constaté que la croissance de *M. arenaria* en présence de pétrole était 50 % plus lente que celle dans les endroits non souillés. Six ans après le déversement du pétrolier *Arrow*, le nombre de myes et leur taux de croissance étaient toujours plus faibles (Gilfillan et Vandermeulen, 1978). Neuf ans après le déversement, la croissance des myes n'était pas encore revenue à la normale (MacDonald et Thomas, 1982). Les observations directes et un relevé effectué 30 ans après le déversement révèlent une abondance de *M. arenaria*, ce qui semble indiquer que l'habitat s'est rétabli (Lee *et al.*, 2003).

Il semble que le corail peut survivre à une courte exposition (5 à 30 minutes) au mazout C (Reimer, 1975). Par contre, une exposition de 13 jours réduit la quantité de tissus vivants, et après 16 jours, il n'en reste presque plus (Reimer, 1975). Les espèces qui sécrètent du mucus semblent protégées contre le pétrole et en subissent moins les effets (CONCAWE, 1998; Reimer, 1975; Wicksten, 1984). Les tissus des anémones de mer couverts de mucus semblent repousser le pétrole, de sorte qu'une immersion dans le mazout C pendant au plus une heure ne semble occasionner aucun effet nocif visible (Wicksten, 1984).

Les mazouts lourds sont également nocifs pour les organismes aquatiques, au contact de leurs œufs. DeBruyn *et al.* (2007, 2008) ont comparé la tendance, la fréquence et la gravité des malformations chez les larves du grand corégone (*Coregonus clupeaformis)* et du grand brochet (*Esox lucius*) à la suite d'une exposition aux HAP dans les zones touchées par le déversement du fuel-oil n° 6 dans le lac Wabamun comparativement aux malformations observées aux concentrations naturelles de HAP. Tous les sites du lac ont présenté une augmentation du nombre de malformations, lesquelles étaient généralement plus nombreuses que dans les études en laboratoire (deBruyn *et al.*, 2007, 2008). Pour les trois plateaux d'incubation des œufs de grand corégone exposés à la plus forte concentration de HAP (dans du pétrole), la fréquence des malformations modérées ou graves du squelette, de la tête et des replis natatoires étaient 5 à 15 % plus élevée, même si la croissance des larves et la survie des œufs n'ont pas présenté de différences. Le succès d'éclosion au site exposé au pétrole était de 29 ± 16 %, alors que celui au site de référence était de

38 ± 16 %. Par contre, aucun effet sur le développement attribuable au pétrole n'a été observé chez le grand brochet (deBruyn *et al.*, 2008). Le succès d'éclosion était même plus élevé dans les zones exposées au pétrole que dans les zones de référence. Par conséquent, le grand brochet semble être plus tolérant aux HAP et les absorber en moins grande quantité que le grand corégone.

Comme il a été mentionné précédemment, les boules de goudron vieillies ont tendance à couler au fond des lacs et des océans. Fremling (1981) croit qu'elles représentent un stress considérable pour le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) en frai. Les crapets arlequins, qui fouillent le fond des lacs à la recherche d'un endroit pour frayer, étaient probablement en contact avec du pétrole qui pourrait avoir causé une irritation pharyngienne et une infection bactérienne (Brown, 1980; Fremling, 1981). Le déversement de 28 000 litres de fuel-oil n° 6 dans le lac Winona a provoqué la mort de 190 000 crapets arlequins (Fremling, 1981).

Des décès et des malformations associés aux effets sur les œufs de morue (*Gadus morhua*) et de goberge (*G. virens*) ont également été observés à la suite du déversement de combustible de soute C par l'*Argo Merchant* en 1976 (Longwell, 1977).

Les moules de Méditerranée (*Mytilus galloprovincialis*) le long de la côte de la Galicie et du golfe de Gascogne ont fait l'objet d'une étude entre 2003 et 2006 après le déversement de mazout C du pétrolier *Prestige* afin de déterminer si leurs paramètres de reproduction (Ortiz-Zarragoitia *et al.*, 2011) ont subi des changements. En avril 2003, les moules femelles présentaient une prévalence élevée d'atrésie ovocytaire, qui peut réduire la qualité des gamètes. L'infiltration hémocytaire des follicules a également été observée chez les deux sexes. En avril 2004, aucune atrésie n'a été constatée, mais les moules mâles et femelles présentaient des follicules de taille plus réduite. L'effet de la taille réduite des follicules sur la capacité de reproduction des moules est inconnu. En avril 2006, des moules femelles provenant de certains sites avaient des gamètes nécrosés.

En comparaison, les essais de toxicité effectués avec des extraits de fuel-oil n° 6 solubles dans l'eau ont montré peu d'effets négatifs sur la fertilisation des œufs d'oursins (Allen, 1971). La toxicité pour la fertilisation a seulement été observée à une saturation en pétrole d'au moins 50 % (Allen, 1971). Toutefois, ce mazout lourd a eu un effet toxique perceptible sur le clivage (division des cellules aux premiers stades de l'embryon) et le développement à une saturation en pétrole d'au moins 6,25 % (Allen, 1971). Le fuel-oil n° 6 a l'effet inhibiteur le plus marqué sur le clivage des œufs comparativement aux autres produits pétroliers très raffinés, ce qui semble indiquer que le raffinage élimine les fractions les plus toxiques, probablement par évaporation (Allen, 1971).

La valeur critique de toxicité (VCT) choisie pour les scénarios d'exposition dans l'eau douce pour les opérations de chargement ou de déchargement et de

transport étaient la valeur expérimentale disponible la plus faible, soit une CE_{50} aiguë après 48 heures (immobilisation) de 4,1 mg/L chez *Daphnia magna* (MacLean et Doe, 1989; tableau F-1a de l'annexe F). La spectroscopie de fluorescence a été la méthode analytique utilisée dans la présente étude pour déterminer les concentrations; cette méthode mesure la concentration de substances aromatiques et non les hydrocarbures pétroliers totaux. La valeur critique de toxicité peut donc être considérée comme étant prudente. La VCT pour les scénarios d'exposition dans l'eau salée était une CL_{50} aiguë après 48 heures de 0,9 mg/L chez *Mysidopsis almyra* tant pour le chargement ou le déchargement que pour le transport (Anderson *et al.*, 1974; tableau F-1a à l' annexe F). Cette étude est jugée acceptable.

9.1.2 Toxicité pour les oiseaux

Les mazouts lourds peuvent avoir une grande variété d'effets sur les oiseaux, en particulier les oiseaux de mer. Les effets toxiques du mazout C sur les oiseaux de mer sont bien connus en raison des déversements de pétrole survenus dans le passé ou récemment. L'effet immédiat de mazout lourd dans l'eau est le plus souvent la mortalité. Celle-ci est attribuable au fait que le mazout colle au plumage des oiseaux. Même de faibles quantités de pétrole sont suffisantes pour compromettre l'imperméabilité et l'isolation fournies par les plumes (Leighton, 1993). Une réduction de la flottabilité peut causer le décès des oiseaux par noyade, tandis que le manque d'isolation entraîne l'hypothermie ou une augmentation de l'activité métabolique des oiseaux au point qu'ils meurent de faim ou d'épuisement (Clark, 1984; Hartung, 1995; Leighton, 1993).

Wiese et Robertson (2004) ont estimé qu'environ 300 000 oiseaux de mer meurent chaque année dans les eaux au sud et à l'est de Terre-Neuve-et-Labrador en raison de la pollution chronique par les hydrocarbures, même si les rejets ont lieu loin au large. Les eaux des Grands Bancs servent d'aires d'hivernage à des millions d'oiseaux marins, dont de nombreux Guillemots de Brünnich (*Uria lomvia)*, Guillemots marmettes (*U. aalgae)* et Mergules nains (*Alle alle)*. La plupart des oiseaux contaminés ont été exposés aux mazouts lourds (combustible de soute C) et aux lubrifiants des navires de passage. Les effets immédiats sont liés à la contamination physique des plumes, à l'hypothermie et à résorption excessive des dépôts de lipides. Les oiseaux les plus vulnérables aux déversements de pétrole sont ceux qui passent une grande partie de leur temps sur l'eau et qui plongent plutôt que de s'envoler lorsqu'ils sont perturbés (Clark, 1984). De même, les espèces d'oiseaux qui se nourrissent exclusivement dans l'eau, comme les oiseaux plongeurs, sont plus sensibles aux déversements que les oiseaux semi-aquatiques, qui peuvent se nourrir ailleurs.

Les oiseaux nicheurs qui entrent en contact avec les mazouts lourds peuvent transférer cette substance de leurs plumes et les pattes à leurs œufs pendant l'incubation. La toxicité pour les œufs par cette voie a été démontrée (Michigan,

2010). En outre, il semble que les oiseaux de mer, notamment les guillemots qui sont répandus au Canada, forment de grands groupes au sud-ouest de l'île de Vancouver et ont une distribution très agrégée (Burger, 1993a). Cela laisse entendre que les répercussions seraient plus importantes si un déversement de mazout lourd se produisait à proximité de ces groupes.

En 1976, un déversement de 1,2 million de litres de fuel-oil n° 6 dans le fleuve Saint-Laurent a entraîné la mort de 225 oiseaux, notamment des Grands hérons, des Bernaches du Canada et d'autres espèces d'oiseaux (Smith, 1976). En 1988, le *Nestucca* a déversé 875 000 L de fuel-oil n° 6 à partir d'une barge, ce qui a entraîné le mazoutage d'au moins 30 000 guillemots et Stariques de Cassin (*Ptychoramphus aleuticus*), ainsi que la mort de 56 000 oiseaux marins (Ford *et al.*, 1991; Burger 1993b). La plupart des oiseaux morts ont été pris au piège dans une épaisse mousse d'hydrocarbures, et le plumage de 75 % d'entre eux était saturé en pétrole à 95 %. À la suite du déversement du fuel-oil n° 6 dans le lac Wabamun en 2005, 530 oiseaux mazoutés ont été récupérés dans un délai de 5 jours, mais 156 étaient déjà morts à leur arrivée au centre de rétablissement (BTS, 2005). Parmi les oiseaux récupérés après le déversement dans le lac Wabamun, Patterson et Pimblett (2007) indiquent un rétablissement des oiseaux mazoutés de seulement 25 %.

Les oiseaux de rivage ingèrent environ 50 % du pétrole brut sur leur plumage (par lissage) dans un délai de huit heures après l'exposition au pétrole (Hartung et Hunt, 1967). Ce pourcentage d'ingestion est probablement semblable pour les mazouts lourds. Par conséquent, les canards moyennement mazoutés dont le plumage contient 7 g de pétrole ingéreront environ 3,5 g de pétrole sur une période de 8 jours (0,437 g/jour) [Hartung et Hunt, 1967]. L'absorption par voie orale est une voie d'exposition importante pour les oiseaux, tels que les Canards colverts, parce que leur taux métabolique n'est pas modifié de façon significative par l'adhérence du pétrole (Peakall , 1982). Seule une partie du pétrole ingéré est réellement absorbée. Par exemple, les Goélands à ailes grises (*Larus glaucenscens*) ont excrété 36 ± 20 % d'une dose orale de 500 mg de mazout C (McEwan et Whitehead, 1980).

L'ingestion de doses élevées de mazouts lourds est susceptible d'avoir un effet négatif sur le taux d'éclosion des œufs. Ainley *et al.* (1981) ont donné des capsules de 9, 300 ou 600 mg de fuel-oil n° 6 à des stariques et n'ont observé aucune différence significative avec les groupes témoins. À une dose orale plus élevée, soit 1 000 mg, il y a eu une diminution importante du nombre d'œufs pondus. Le succès de ponte était de 82,9 % comparativement à un succès de 91,7 à 94,9 % pour les témoins. Le taux d'éclosion a connu une baisse importante à des doses de 600 mg et de 1 000 mg de fuel-oil n° 6 par voie orale, un succès ayant été enregistré chez 68,6 à 69 % des stariques par rapport aux 82,7 à 85,7 % chez les groupes témoins. La période de 9 à 13 jours après l'administration de la dose était considérée comme critique pour les stariques, puisqu'elles prenaient environ 3 heures de plus que les cailles pour éliminer le

pétrole; ce délai prolonge ainsi la durée d'exposition et augmente peut-être la toxicité du pétrole pour les stariques et les œufs en développement (Ainley *et al.*, 1978, 1981).

L'application externe de fuel-oil n° 6 sur des œufs a également réduit le succès d'éclosion et la survie. L'application de 5, 10, 20 et 50 µL de fuel-oil n° 6 sur des œufs de Canards colverts (*Anas platyrhynchos*) a fait diminuer le taux d'éclosion (Szaro, 1979). Une dose de fuel-oil n° 6 aussi faible que 5 µL a entraîné une réduction importante du succès d'éclosion sur 30 jours (36 %). Le taux de survie après 6 jours a chuté à 52 %, tandis qu'il était de 100 % dans le groupe témoin (Szaro, 1979). De même, Grau *et al.*, (1977) ont découvert que le fuel-oil n° 6 était toxique pour les embryons de cailles après l'application de 50 à 100 µL sur le plumage de cailles adultes. Cette contamination indirecte des œufs de cailles a eu pour résultat de réduire la production d'œufs et leur survie (Grau *et al.*, 1977). Wootton *et al.* (1979) ont également déterminé qu'une dose de 300 mg d'un extrait éthéré de mazout C du Venezuela réduisait presque complètement la production d'œufs et le taux d'éclosion après un jour.

Compte tenu des faibles quantités de mazouts lourds requises pour que les œufs d'oiseaux subissent des effets nocifs et du nombre d'oiseaux mazoutés le long des plages de Terre-Neuve-et-Labrador, on s'attend à une diminution chronique du nombre d'œufs dans de nombreuses populations d'oiseaux marins le long des côtes canadiennes. Bon nombre de ces pertes seront attribuables aux mazouts lourds, même si on n'en connaît pas la proportion exacte. Durant la saison de nidification, les oiseaux mazoutés pourraient exposer leurs œufs à des doses mortelles de mazouts lourds. La plupart des oiseaux marins sur les côtes est et ouest peuvent être exposés au pétrole en dehors de la saison de nidification lorsqu'ils passent une grande partie de leur temps en mer (Burger, 1993b).

En plus de la toxicité variable des produits pétroliers, les effets potentiels sur les taux d'éclosion et de mortalité dépendent de nombreux facteurs, notamment les caractéristiques physiques du scénario d'exposition, la taille du déversement ainsi que les caractéristiques biologiques et le type d'oiseaux marins potentiellement touchés (Albers, 1980; Burger, 1993a). On croyait auparavant que les effets nuisibles à l'échelle d'une population seraient uniquement graves pour des déversements de pétrole importants ou très importants (plus de 1 000 barils) [RMRI, 2007]. Toutefois, une analyse effectuée par Burger (1993a) a montré que la corrélation entre le volume d'un déversement de pétrole et la mortalité des oiseaux était faible en raison de nombreux facteurs mal compris qui ont une incidence sur le nombre d'oiseaux tués à la suite d'un déversement. Les petits déversements peuvent, tout autant que les gros, avoir des effets importants sur une population d'oiseaux marins puisque le volume du déversement n'explique que 24 % de la variabilité en ce qui a trait à la mortalité de ces oiseaux (Burger, 1993a). On estime que jusqu'à 50 % de certaines populations canadiennes d'espèces vivant au large des côtes sud et est de

Terre-Neuve-et-Labrador, telles que les Guillemots de Brünnich, les Mergules nains et les Fous de Bassan, pourraient subir les effets d'un déversement de 1 000 barils de pétrole s'il survenait dans ces habitats pendant les périodes sensibles (RMRI, 2007). De plus, la zone océanique au sud-ouest de l'île de Vancouver constitue un habitat particulièrement productif pour de nombreux oiseaux marins, notamment les Guillemots marmettes (*Uria aalge*) et les Stariques de Cassin (*Ptychoramphus aleuticus*) en hiver. On y dénombre jusqu'à 100 oiseaux/km de transect et les Stariques de Cassin forment parfois des groupes de milliers d'individus où la nourriture est particulièrement abondante (Burger, 1993b; Burger, 2003). Le nombre d'oiseaux après la période de reproduction en été est élevé en raison des caractéristiques physiques de la plate-forme littorale, qui favorisent une densité élevée de proies. La mortalité des oiseaux marins dans cette région peut atteindre 47 500 à 68 500 oiseaux, comme ce fut le cas à la suite du déversement de 875 000 L de mazout C de la barge *Nestucca* en 1988 (Burger, 1993b).

9.1.3 Toxicité pour les mammifères

Les déversements de mazouts lourds dans le passé ont eu des effets nocifs sur les mammifères (Warner, 1969; Baker *et al.*, 1981). Même si la cause de la mortalité des mammifères n'est pas souvent indiquée, elle est probablement attribuable au mazoutage directe ainsi qu'à l'ingestion du pétrole. Les phoques du Groenland couverts de fuel-oil n° 6 dans le golfe du Saint-Laurent avaient du mal à nager et seraient morts d'épuisement (Warner, 1969). Au moins 13 loutres (*Lutra lutra*) sont mortes à la suite du déversement de mazout C au terminal pétrolier de Sullom Voe dans les Shetland (Baker *et al.*, 1981). D'autres rapports de terrain indiquent que d'autres espèces de mammifères, comme les rats musqués et les tamias rayés, peuvent être touchées (Smith, 1976). Dans le cas du déversement de 1976 dans le fleuve Saint-Laurent, 79 mammifères ont été touchés (Smith, 1976).

Peu de données existent sur les effets de l'ingestion de mazouts lourds par les mammifères. Celles dont on dispose portent principalement sur le vison, qui est souvent utilisé comme espèce substitutive. L'ingestion de faibles concentrations de mazout C au cours d'expositions chroniques a des effets sur les systèmes endocrinien (Mohr *et al.*, 2008, 2010; Schwartz *et al.*, 2004a, 2004b) et reproducteur (Mazet *et al.*, 2001).

Mohr *et al.* (2008, 2010) ont découvert que l'exposition chronique aux mazouts lourds par ingestion provoque des effets sublétaux, notamment l'hypertrophie des glandes surrénales chez les visons d'élevage (Mustela vison) mâles. Il semble qu'il n'y avait aucune différence significative entre les effets découlant de l'exposition aux mazouts lourds vieillis artificiellement et ceux liés aux mazouts lourds non vieillis. Étant donné que les mazouts lourds sont déjà fortement raffinés, les composants volatils ont en grande partie été éliminés durant le

processus de distillation, tout comme les composants légers le sont par vieillissement climatique (Mohr *et al.*, 2010). Schwartz *et al.* (2004a, 2004b) ont constaté qu'à une exposition à 500 ppm de pétrole pendant une période de 113 à 118 jours provoque des effets sublétaux, tels que des modifications du métabolisme hépatique, de la physiologie des glandes surrénales et des réponses immunitaires.

L'ingestion de fuel-oil n° 6 a également des effets sur le succès de reproduction des mammifères. Mazet *et al.* (2001) ont utilisé des visons d'élevage (*Mustela vison*) comme modèle pour étudier les effets potentiels du fuel-oil n° 6 chez les loutres de mer (*Enhydra lutris*). Les visons ont consommé des rations contenant 500 ppm de fuel-oil n° 6 (dose de 0,065 g/kg). Les femelles qui ont été exposées au fuel-oil n° 6 ont eu seulement 0,7 visonneau par femelle, ce qui est beaucoup moins que les femelles témoins non exposées (5,3 visonneaux par femelle). Le succès reproducteur des visonneaux nés des femelles exposées était beaucoup plus faible (3,4 visonneaux par femelle) que celui des visonneaux nés des femelles témoins (5,3 visonneaux par femelle). Les auteurs laissent entendre que les populations de loutres de mer qui consomment des aliments contaminés par des produits pétroliers ou qui s'établissent dans des habitats mazoutés dans le passé auront probablement un succès de reproduction plus faible.

9.1.4 Végétation aquatique

Les études en laboratoire et sur le terrain montrent que le fuel-oil n° 6 peut avoir une gamme d'effets sur différentes espèces végétales en fonction de la concentration et des espèces végétales.

Le déversement du pétrolier *Arrow* dans la baie Chedabucto (en 1970) a provoqué la mort d'une grande quantité de fucus spiralé (*Fucus spiralis*) sur les rivages rocheux et de spartine alterniflore (*Spartina alterniflora*) dans les lagunes (Thomas, 1973, 1978).

Les données expérimentales sur le mazoutage ont montré que celui-ci a une incidence sur la végétation aquatique, car il produit un film imperméable qui bloque les stomates, ce qui inhibe l'échange gazeux et la photosynthèse (Meudec *et al.*, 2005; Wernick *et al.*, 2009). Si la végétation aérienne est recouverte de mazouts lourds, moins de plantes survivront (NOAA, 2010). Si le substrat est fortement mazouté, les racines mourront probablement et les plantes ne repousseront pas. Toutefois, dans l'ensemble, les études en laboratoire et sur le terrain indiquent que les plantes peuvent survivre à un mazoutage partiel (NOAA, 2010).

Krebs et Tanner (1981) ont constaté que lorsque les concentrations d'hydrocarbures dans les sédiments sont inférieures à 2 000 µg/g, *S. alterniflora*, une plante de milieu humide, présentait une légère augmentation de la taille de

la tige, de la densité et de la biomasse aérienne durant la première saison de croissance. Toutefois, ce n'était pas le cas à des concentrations supérieures à 2 000 µg/g. À des concentrations de plus de 10 000 µg/g, la plupart des rhizomes souterrains mourraient et la repousse naturelle était limitée. Les effets toxiques peuvent être immédiats ou se manifester l'année suivante, comme l'a observé Thomas (1978) à la suite du déversement du pétrolier *Arrow*. Toutefois, le rétablissement devenait apparent deux ans plus tard, et les populations semblaient normales cinq ans plus tard (Thomas, 1978; Vandermeulen, 1977).

Du fuel-oil n° 6 a été déversé dans le lac Wabamun en 2005 pendant la fin de la saison de croissance et la période de sénescence hivernale. Il était présent dans les lits abondants de *Scirpus validus* dans le bassin est du lac (Wernick *et al.*, 2009). Les mesures de productivité ont révélé que l'exposition au mazout lourd durant cette période n'a pas eu de répercussions à grande échelle sur les communautés de *S. validus* (Wernick *et al.*, 2009).

Une VCT n'a pas été établie pour la végétation aquatique, puisqu'il y a des espèces plus sensibles dans le milieu aquatique.

9.1.5 Milieu terrestre

Des données sur la toxicité aiguë par voie orale du fuel-oil n° 6 pour les petits mammifères sont présentées dans le tableau F-2 (annexe F) et à l'annexe G (sommaire des données relatives aux effets sur la santé). Les résultats montrent que l'exposition par voie orale de rats au fuel-oil n° 6 n'est mortelle qu'à des doses élevées (5 130 mg/kg p.c.) [CONCAWE, 1998] et n'est pas considérée comme étant probable dans la nature (tableau F-2 à l'annexe F; annexe G). L'inhalation de vapeurs de fuel-oil n° 4 à une concentration de 300 mg/m^3 n'était pas mortelle pour les rats (Cowan et Jenkins, 1981). Cette voie d'exposition n'est pas significative en raison de la faible pression de vapeur des mazouts lourds (CONCAWE, 1998).

Les *standards pancanadiens relatifs aux hydrocarbures pétroliers dans le sol* ont été utilisés pour la quantification des effets des mazouts lourds sur les écosystèmes terrestres. Ces standards ont été élaborés en tenant compte de quatre fractions d'hydrocarbures pétroliers totaux : F1 (entre 6 et 10 atomes de carbone), F2 (plus de 10 à 16 atomes de carbone), F3 (plus de 16 à 34 atomes de carbone) et F4 (plus de 34 atomes de carbone). Ces standards reposent sur un rapport de 80:20 entre les hydrocarbures aliphatiques et aromatiques. La fraction 3 est celle qui ressemble le plus aux mazouts lourds. Ce système prend également en considération quatre catégories d'utilisation des terres (utilisations agricoles, résidentielles, commerciales et industrielles) et deux types de sol (sols à gros grains et à grains fins). La catégorie d'utilisation des terres et le type de sol les plus sensibles sont habituellement les terres à utilisation agricole à gros grains. Le standard récursoir le plus faible concernant le contact avec le sol pour

les organismes non-humains (invertébrés, plantes) pour la fraction F3 est de 300 mg/kg en poids sec pour le sol à grains grossiers de milieu résidentiel ou agricole [CCME, 2008]. Cette valeur sera utilisée comme VCT pour le contact avec le sol.

9.2 Évaluation de l'exposition de l'environnement

9.2.1 Milieu aquatique

Le volume d'eau que l'on estime être en contact avec un volume de pétrole déversé a été fourni dans un rapport d'étude rédigé par le Risk Management Research Institute (2007) afin de déterminer la concentration environnementale estimée (CEE) liée au transport par bateau. La zone d'une nappe de pétrole établie au sein de zones de danger autour de Terre-Neuve-et-Labrador a été estimée pour des plages de volumes de pétrole précises, à l'aide de modèles de dispersion des déversements dans l'océan. Ensuite, le volume d'eau contaminée a été estimé en multipliant la zone par 10 pour représenter les 10 premiers mètres d'eau. Il s'agit d'une estimation prudente, car elle suppose que toute l'eau a été contaminée de la même manière par la substance pétrolière déversée.

Pour le scénario de chargement et de déchargement du navire, le volume d'eau en contact avec le produit pétrolier de la zone à risque 1 a été utilisé, comme cette région comprenait des opérations de chargement et de déchargement à Whiffen Head et à la raffinerie de pétrole de Come By Chance. Pour le scénario de transport par navire, le volume d'eau que l'on estime être en contact avec les produits pétroliers était le volume d'eau moyen des zones à risque 2 à 5 (le volume moyen d'eau pour l'été et l'hiver de la zone à risque 2 a été utilisé dans ce calcul).

Dans les cas de chargement et de déchargement des navires dans les eaux marines, on estime que 13 120 L de mazout lourd sont rejetés en moyenne par événement (tableau 6-1). À une densité moyenne de 0,98 kg/L (Environnement Canada, c2001), soit l'équivalent de 83 barils de mazout lourd, un tel déversement devrait être en contact avec $1,5 \times 10^{11}$ L d'eau (tableau F-3 à l'annexe F). Ce volume est calculé à partir des eaux des zones fermées que l'on trouve dans les quais et les terminaux de chargement. La concentration dans l'eau qui en résulte serait de 0,09 mg/litre ($1,3 \times 10^{10}$ mg/$1,5 \times 10^{11}$ L), ce qui est considéré comme la CEE en mer pour le chargement et le déchargement de navires.

Dans le cas du transport des mazouts lourds par navire en mer, on estime que 13 120 L de ces substances sont rejetés en moyenne par événement (tableau 6-1). À une densité moyenne de 0,98 kg/L (Environnement Canada, c2001), soit l'équivalent de 83 barils de mazout lourd, un tel déversement devrait

être en contact avec 6,3 x 10^{12} L d'eau (tableau F-3 à l'annexe F). Ce volume est estimé à partir de la pleine mer dans la baie Placentia. La concentration dans l'eau qui en résulte serait de 0,002 mg/L (1,3 x 10^{10} mg/6,3 x 10^{12} L), ce qui est considéré comme la CEE en mer pour le transport par navire.

Dans le cas du chargement et du déchargement des navires en eau douce, on estime que 15 090 L de mazout lourd sont rejetés en moyenne par événement (tableau 6-1). À une densité moyenne de 0,98 kg/L (Environnement Canada, c2001), soit l'équivalent de 95 barils de mazout lourd, un tel déversement devrait être en contact avec 1,5 x 10^{11} L d'eau (tableau F-3 à l'annexe F). Ce volume est calculé à partir des eaux des zones fermées que l'on trouve dans les quais et les terminaux de chargement. La concentration dans l'eau qui en résulte serait de 0,1 mg/L (1,5 x 10^{10} mg/1,5 x 10^{11} L), ce qui est considéré comme la CEE en douce pour le chargement et le déchargement des navires.

Dans le cas du transport des mazouts lourds par navire, on estime que 15 090 litres de ces substances sont rejetés en moyenne par déversement dans l'eau douce (tableau 6-1). À une densité moyenne de 0,98 kg/L (Environnement Canada, c2001), soit l'équivalent de 95 barils de mazout lourd, un tel déversement devrait être en contact avec 6,3 x 10^{12} L d'eau (tableau F-3 à l'annexe F). Ce volume est estimé à partir de la pleine mer dans la baie Placentia. La concentration dans l'eau qui en résulte serait de 0,002 mg/litre (1,5 x 10^{10} mg/6,3 x 10^{12} litres), ce qui est considéré comme la CEE en eau douce pour le transport par navire.

9.2.2 Milieu terrestre

On estime qu'il y aura, au total, un cas de rejet ou moins par an lié à des activités ferroviaires impliquant le chargement, le transport et le déchargement, et un cas de rejet ou moins par an au total lié à des activités de camionnage impliquant le chargement, le transport et le déchargement, d'après les données historiques tirées de la base de données du NEMISIS (Environnement Canada, 2011a). La majorité des déversements devraient se produire dans des installations industrielles. Ces rejets peu fréquents devraient se produire sur une surface dure et non sur le sol et sont jugés peu préoccupants sur le plan écologique. En ce qui concerne le transport de ces mazouts lourds par pipeline, on s'attend à ce qu'il y ait environ un rejet par an d'après les données historiques sur les déversements tirées de la base de données du NEMISIS (Environnement Canada, 2011a).

Les rejets dans l'air n'ont pas été pris en compte dans la partie de la présente évaluation portant sur l'écologie, car la volatilité du fuel-oil n° 6 est extrêmement faible. Une procédure d'analyse et de microextraction de l'espace de tête à l'aide d'un rapport de 50 mL par litre d'eau (1:20) a permis de déterminer que la contribution du mazout C en composés volatils à la fraction soluble dans l'eau était faible, voire nulle (0 mg/L pour l'extraction de l'espace de tête et 1,7 mg/L

pour la microextraction) [Murray *et al.*, 1984]. Par conséquent, on estime que les concentrations des composants volatils perdus dans l'atmosphère est extrêmement faible.

9.3 Caractérisation des risques pour l'environnement

La démarche utilisée pour la présente évaluation écologique préalable consistait à examiner les renseignements scientifiques disponibles et à dégager des conclusions en appliquant la méthode du poids de la preuve conformément à la LCPE (1999). Pour chaque organisme paramètre, une estimation du potentiel d'effets nocifs et une concentration estimée sans effet (CESE) ont été déterminées. La CESE correspond à la plus faible VCT pour l'organisme d'intérêt divisée par un facteur d'évaluation pertinent. De plus, on a calculé la CEE pour chaque scénario d'exposition aquatique. Un quotient de risque (défini comme QR = CEE/CESE) a aussi été calculé pour chaque organisme paramètre. Il s'agit de données importantes dont il faut tenir compte dans l'évaluation des risques potentiels pour l'environnement.

Pour le scénario d'exposition marine durant le chargement, le transport et le déchargement, la VCT choisie est la CL_{50} aiguë après 48 heures de 0,9 mg/L pour *Mysidopsis almyra* (mysis) (tableau F-1a à l'annexe F). Un facteur d'évaluation de 10 a été utilisé pour tous les scénarios en milieu marin afin de tenir compte de l'extrapolation des effets en laboratoire aux effets sur le terrain. Pour les scénarios d'exposition en eau douce, la VCT est la CE_{50} aiguë après 96 heures (immobilisation) de 4,1 mg/L pour l'espèce *Daphnia magna* en ce qui concerne le chargement ou déchargement des navires et le transport (tableau F-1a à l'annexe F). Un facteur d'évaluation de 10 a également été utilisé pour tenir compte de l'extrapolation des effets en laboratoire aux effets sur le terrain.

Le tableau 9-1 présente les quotients de risque pour les mazouts lourds pour les scénarios d'exposition aquatique. Seuls les déversements dans l'eau de mer pendant le chargement et le déchargement des navires ont été jugés potentiellement nocifs pour les poissons, puisque le quotient de risque est égal ou supérieur à 1.

Tableau 9-1. Quotients de risque calculés pour les mazouts lourds d'après les volumes de déversement moyens

Milieu concerné	Organisme	CEE (mg/L)	VCT (mg/L)	Facteur d'évaluation	CESE (mg/L)	Quotient de risque
Eau de mer (chargement/déchargement)	*Mysidopsis almyra*	0,09	0,9	10	0,09	1
Eau de mer (transport)	*Mysidopsis almyra*	0,002	0,9	10	0,09	0,02
Eau douce (chargement/ déchargement)	*Daphnia magna*	0,1	4,1	10	0,4	0,25
Eau douce (transport)	*Daphnia magna*	0,002	4,1	10	0,4	0,005

Pour tous les scénarios de déversement en milieu aquatique, le volume nécessaire pour obtenir un quotient de risque égal à 1 a été déterminé (tableau 9-2). La fréquence des déversements au-dessus de ce seuil a été déterminée à partir de la base de données du NEMISIS d'Environnement Canada (Environnement Canada, 2011a).

Tableau 9-2. Volumes de déversement nécessaires à la création de conditions dangereuses pour les organismes aquatiques et proportion de déversements signalés au-delà de ce volume seuil

Milieu concerné	Volume de déversement nécessaire pour obtenir un QR = 1 (volume seuil) (L)	Proportion des déversements déclarés au-delà du volume seuil (%)	Nombre approximatif de déversements par année au-dessus du volume seuil
Eau de mer (chargement/déchargement)	13 900	13	1
Eau de mer (transport)	890 000	0	0
Eau douce (chargement/déchargement)	61 500	11	< 1
Eau douce (transport)	7 090 000	0	0

Il y a eu 108 déversements en eau de mer et 53 déversements en eau douce au Canada de 2000 à 2009 (Environnement Canada, 2011a).

Pour le transport maritime du mazout lourd en eau de mer et en eau douce, des volumes de déversement de 890 000 L (890 tonnes) et d'approximativement 7 millions de litres (7 000 tonnes), respectivement, sont requis afin d'obtenir un quotient de risque de 1 pour les organismes aquatiques. Aucun des déversements signalés entre 2000 et 2009 ne dépassait le volume seuil durant le transport maritime. Par conséquent, le nombre de déversements par année au-dessus de ce volume devrait être de 0. Les déversements en eau de mer et en eau douce au cours du transport maritime ne devraient donc pas avoir d'effets nocifs pour les organismes aquatiques.

Il y a un pourcentage supérieur de déversements déclarés au-dessus du volume seuil pendant le chargement et le déchargement des navires dans des milieux marins et d'eau douce (13 % pour le milieu marin; 11 % pour celui d'eau douce) (tableau-9-1). En raison de la faible fréquence de ces événements, ce pourcentage donne un déversement au-dessus du volume seuil par année dans les eaux marines et moins d'un déversement par année en eau douce. La portée limitée des exigences de déclaration du NEMISIS peut conduire à une faible estimation de la fréquence des déversements, bien que cela ne soit pas particulièrement préoccupant dans le cas des déversements dans l'eau, car le NEMISIS exige la déclaration de déversements en mer ou ceux qui enfreignent la *Loi sur les pêches*. Toutefois, la base de données du NEMISIS peut contenir de l'information sur d'autres mazouts que le fuel-oil n° 4, le fuel-oil n° 6 et le fuel résiduel, étant donné que tous les déversements étaient génériquement considérés comme du mazout C, ce qui pourrait entraîner une surestimation les déversements. Par conséquent, d'après le nombre relativement réduit de déversements par année supérieurs aux volumes seuils nécessaires pour avoir un quotient de risque supérieur à 1, les déversements de ces fuel-oil dans l'eau pendant le chargement et le déchargement sont jugés rares et entraînent un faible risque d'effets nocifs pour les organismes aquatiques.

Ces volumes de déversement ont été calculés à partir de modèles mis au point par le Risk Management Research Institute (RMRI, 2007) concernant le volume déversé et les concentrations de substances pétrolières dans l'eau. Ces modèles tiennent compte de la dispersion de la substance pétrolière déversée; le volume de déversement calculé lié à un quotient de risque de 1 ne correspond donc pas à l'exposition aiguë initiale au produit déversé. Il est reconnu que les effets aigus locaux peuvent se produire pendant la phase initiale d'un déversement, soit avant que survienne une dispersion importante.

Les oiseaux aquatiques n'ont pas été inclus dans l'analyse du quotient de risque en raison du manque de renseignements sur la toxicité de ces mazouts lourds concernant les oiseaux. Toutefois, les rapports d'étude sur le terrain et les expériences ont montré que ces mazouts lourds sont dangereux pour les oiseaux aquatiques par ingestion (CONCAWE, 1998; Ainley, 1978, 1981;

Michigan, 2010), en cas de contact avec les plumes (Environnement Canada, 2011b) et avec les œufs (CONCAWE, 1998; Szaro, 1979; Grau *et al.*, 1977; Wootton *et al.*, 1979). En raison de la fréquence relativement faible de déversements pendant le transport, ils ne devraient pas nuire aux oiseaux.

De 2000 à 2009, la base de données du NEMISIS comportait un nombre relativement faible de déversements de combustible de soute C à partir de camions (32 déversements) et de trains (11 déversements). Compte tenu de la cause et des raisons liées à chaque déversement à partir des trains et des camions, il devrait y avoir moins d'un déversement par année pour chacune de ces opérations : chargement, transport et déchargement. Aucune tentative n'a été faite pour déterminer la quantité de pétrole résiduel après les efforts de restauration en raison d'un manque de données. Par conséquent, les effets terrestres potentiels liés à un déversement lié au transport par camion ou train de ces trois substances seront probablement peu préoccupants pour l'environnement en raison de la faible fréquence de ces déversements. Par ailleurs, les déversements liés au chargement et au déchargement des camions se produiront vraisemblablement sur une surface dure, de sorte que le sol ne devrait pas être exposé.

Aucun scénario d'exposition n'a été élaboré pour le sol ou l'air en raison du nombre limité de rejets dans ces milieux environnementaux.

Ces trois substances sont également transportées par pipeline. Treize déversements de mazout C ont été déclarés entre 2000 et 2009 dans la base de données du NEMISIS pour ce qui est du transport par pipeline (Environnement Canada, 2011a). Le nombre estimé de rejets est donc de un par année. En raison de la faible fréquence des rejets de combustible de soute C liés aux pipelines, il est considéré qu'ils posent un faible risque de danger pour les organismes terrestres.

Dans l'ensemble, il y a un faible risque de nuire aux organismes aquatiques (poisson, invertébrés, algue) et terrestres (invertébrés, plantes) étant donné la fréquence et l'ampleur actuelles des rejets de fuel-oil n° 4, de fuel-oil n° 6 et de fuel-oil résiduel dans les milieux aquatiques, marins et terrestres.

D'après les renseignements disponibles, ces mazouts lourds contiennent des composants, tels que certains hydrocarbures aromatiques polycycliques, qui peuvent être persistants dans l'air et être transportés sur de grandes distances vers des régions éloignées. Ils contiennent également certains composants qui pourraient persister dans le sol, l'eau et les sédiments, augmentant ainsi la durée d'exposition aux organismes. Les mazouts lourds évalués dans le présent rapport devraient également contenir des composants dont le potentiel de bioaccumulation est très élevé. D'après certaines études, la plupart des composants ne seront probablement pas sujets à la bioamplification dans les réseaux trophiques. Toutefois, il semble que cela puisse être le cas pour les HAP alkylés.

En général, les poissons peuvent métaboliser efficacement les composés aromatiques. Il existe des preuves démontrant que l'alkylation augmente la bioaccumulation de naphtalène (Neff *et al.*, 1976; Lampi *et al.*, 2010), mais on ne sait pas si cela peut être généralisé à des HAP plus gros ou si une augmentation potentielle de la bioaccumulation causée par l'alkylation sera suffisante pour dépasser une valeur du FBC et du FBA de 5 000.

Certains organismes de niveau trophique inférieur (invertébrés) semblent ne pas pouvoir métaboliser efficacement des composés aromatiques, ce qui entraîne un potentiel de bioaccumulation élevé pour certains composants aromatiques par rapport aux poissons. C'est le cas pour certains HAP à trois, quatre, cinq et six cycles qui étaient bioconcentrés à des niveaux élevés (FBC supérieur à 5 000) par les invertébrés (p. ex. *daphnies*, mollusques), mais pas par les poissons. Il est possible que ces composants bioaccumulables atteignent des niveaux toxiques dans les organismes si l'exposition est continue et d'une ampleur suffisante; toutefois, cela est peu probable dans la colonne d'eau à la suite d'un scénario de déversement en raison de la dispersion relativement rapide. Toutefois, certains de ces composants peuvent également être persistants dans les sédiments pendant de longues périodes, ce qui peut augmenter la durée d'exposition des invertébrés benthiques à ces composants.

La bioaccumulation des composés aromatiques peut être plus faible dans les milieux naturels que ce qui est observé en laboratoire. Les HAP peuvent s'adsorber aux matières organiques en suspension dans la colonne d'eau (matières humiques dissoutes), ce qui diminue leur biodisponibilité globale principalement en raison de l'augmentation de la taille. Cela a été observé avec les poissons (Weinstein et Oris, 1999) et l'espèce *Daphnia* (McCarthy *et al.*, 1985).

D'après les renseignements disponibles, ces mazouts lourds présentent une toxicité modérée à élevée pour les organismes aquatiques (poisson, invertébrés, algues), ainsi que pour les oiseaux en mer et leurs œufs.

La nature, l'ampleur et la fréquence des déversements constituent des facteurs clés à considérer dans la caractérisation des risques de ces substances pour l'environnement. Les déversements qui surviennent pendant la manutention du fuel-oil n° 4, du fuel-oil n° 6 et du fuel-oil résiduel peuvent nuire à la vie aquatique dans les eaux marines confinées aux environs des quais de chargement ou de déchargement. Toutefois, d'après la faible fréquence (moins de un par année) des déversements, et la faible exposition de l'environnement à ces derniers, le risque de nuire à l'environnement est faible.

D'après les renseignements contenus dans la présente évaluation préalable sur la fréquence et l'importance des déversements, le risque est faible pour ces substances d'être nocives pour les organismes ou de compromettre l'intégrité

globale de l'environnement. Il est proposé que le fuel-oil n° 4, le fuel-oil n° 6 et le fuel-oil résiduel (n^{os} CAS 68476-31-3, 68553-00-4 et 68476-33-5) ne satisfont pas aux critères des alinéas 64*a*) ou 64*b*) de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* [LCPE (1999)], puisqu'ils ne pénètrent pas dans l'environnement en des quantités ou concentrations ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique, ou à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

9.4 Incertitudes dans l'évaluation des risques pour l'environnement

La présente analyse porte sur les incertitudes liées à chaque composant de l'évaluation actuelle, notamment la sélection et la quantification des structures représentatives, les estimations de l'exposition, les estimations des effets et la caractérisation des risques.

Toute la modélisation des propriétés physiques et chimiques, de la persistance, de la bioaccumulation et des caractéristiques de toxicité des substances est fondée sur les structures chimiques. Comme le fuel-oil n° 4, le fuel-oil n° 6 et fuel-oil résiduel sont considérés comme des substances UVCB, ils ne peuvent être représentés par une seule structure chimique distincte. La composition chimique de ces trois substances n'est pas bien définie. Le nombre, l'identité et la proportion des composés formant les différents groupes de mazouts lourds portant le même n° CAS peuvent varier grandement en fonction des conditions d'exploitation, des charges d'alimentation et des unités de traitement. Aux fins de modélisation, on a donc trouvé un ensemble de structures représentatives offrant des estimations moyennes pour toute la gamme de composants susceptibles d'être présents. Plus précisément, ces structures ont été utilisées pour évaluer le devenir et les propriétés dangereuses de ces mazouts lourds. Étant donné que la même chaîne carbonée et le même type de composant peuvent être associés à plusieurs structures représentatives, il est reconnu que des incertitudes liées à la structure existent pour cette substance. Dans le cas présent, on a utilisé les propriétés physiques et chimiques de 45 structures représentatives pour estimer le comportement général de ces mazouts lourds, dans le but de représenter l'échelle attendue en ce qui concerne les caractéristiques physiques et chimiques. Étant donné le nombre élevé de permutations probables du type et du pourcentage des structures des mazouts lourds, des incertitudes entourent les résultats de la modélisation.

Des incertitudes sont également associées à l'utilisation des renseignements sur les déversements qui ont eu lieu dans le passé extraits de la base de données du NEMISIS pour les urgences (Environnement Canada, 2011a). Les exigences de déclaration à NEMISIS sont limitées aux rejets concernant ou touchant un ministère ou un organisme fédéral, une installation gouvernementale fédérale ou

des terres autochtones; ou des rejets qui enfreignent la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* ou la *Loi sur les pêches*, aux rejets qui ont une incidence sur les poissons, les oiseaux migratoires ou les espèces à risque, ou encore sur les frontières interprovinciales ou internationales et aux rejets provenant des navires. Par conséquent, il est possible que la base de données NEMISIS sous-estime les déversements à l'échelle nationale, notamment les déversements dans le sol.

En raison du manque de renseignements sur le fuel-oil n° 4 et le fuel-oil résiduel, la plupart des données utilisées dans la présente évaluation préalable sont fondées sur le fuel-oil n° 6. Le fuel-oil n° 4 et le fuel-oil résiduel sont un mélange de distillats et de mazouts lourds (résiduels) dont les propriétés sont vraisemblablement semblables à celles du fuel-oil n° 6.

La présente évaluation comprend la prévision des effets sur le biote à l'aide d'intrants (données mesurées) des modèles et de valeurs d'accumulation ou d'exposition modélisées. Ce processus repose habituellement sur des expositions modélisées pour les organismes des niveaux trophiques supérieurs. Cependant, comme tous les modèles constituent une version simplifiée des systèmes ou processus naturels, ils reposent sur un certain nombre d'hypothèses. Ces hypothèses, à leur tour, créent des incertitudes dans les résultats.

Les calculs de modélisation des FBA sont issus d'une grande base de données de valeurs mesurées de FBA des Grands Lacs pour des produits chimiques qui sont peu métabolisés (p. ex. biphényles polychlorés [BPC]). Dans le cas de la biotransformation métabolique, les prévisions modélisées des FBA sont généralement aux FBA mesurés chez les poissons. Il se peut que le modèle ne tienne pas compte de manière adéquate de la biotransformation au premier niveau trophique pour les produits chimiques qui sont facilement biotransformées par les invertébrés et le plancton. De nombreux hydrocarbures pétroliers sont métabolisés rapidement, soit dans une certaine mesure par les invertébrés et à des niveaux beaucoup plus élevés chez les poissons.

Les connaissances actuelles et le jugement ont été utilisés dans la présente évaluation afin de déterminer la CESE pour le fuel-oil n° 4, le fuel-oil n° 6 et le fuel-oil résiduel, pour lesquels des facteurs d'évaluation génériques ont été utilisés. Ces facteurs ne sont pas des valeurs mathématiques absolues, il s'agit plutôt d'outils pour traiter les données auxquelles est associé un certain niveau d'incertitude qui ne peut être quantifié.

10. Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine

10.1 Évaluation de l'exposition

La caractérisation des risques pour la santé humaine liés à une exposition potentielle au fuel-oil n° 4, au fuel-oil n° 6 et au fuel-oil résiduel tient compte de leurs utilisations finales au Canada.

Ces mazouts lourds se distinguent par leur point d'écoulement et leur viscosité, comme l'indiquent les descriptions des nos CAS (NCI, 2006). Ces propriétés déterminent les applications et les types d'appareils de combustion qui utiliseront ces carburants, par exemple un brûleur, une chaudière, une génératrice ou un moteur. Les raffineries produisent et brûlent ces combustibles sur place; ils peuvent également être utilisés pour la production d'électricité et de vapeur par les entreprises de services publics et l'industrie et pour d'autres applications énergétiques (tableau C-2 à l'annexe C). La combustion de la majeure partie de ces mazouts lourds fabriqués ou importés au Canada se fait dans le secteur manufacturier (en particulier les pâtes et papiers), dans le domaine du transport maritime, du chauffage commercial ou institutionnel ainsi que dans d'autres applications nécessitant une combustion, comme l'indique le tableau C-3 à l'annexe C (Statistique Canada, 2007). La tendance de consommation renvoie à des utilisations principalement industrielles de ces mazouts lourds et à une utilisation résidentielle très limitée.

Le fuel-oil n° 4, le fuel-oil n° 6 et le fuel-oil résiduel ne sont pas commercialisés à l'intention de la population générale; ils nécessitent des équipements de combustion spécialisés et de grande taille pour le chauffage, ce qui exclut les applications résidentielles à petite échelle et limite l'utilisation par la population générale (Statistique Canada, 2007). L'utilisation résidentielle ne représente que 0,4 % de la tendance de consommation des mazouts lourds (consulter le tableau C-3 de l'annexe C) et elle est limitée aux systèmes de chauffage pour immeubles résidentiels à logements multiples en raison de la nature de la chaudière et du brûleur requis. L'accès des résidents à ces systèmes de chauffage, et donc à ces combustibles, est par conséquent improbable (Nouveau-Brunswick, 2009). En conséquence, on ne s'attend pas à ce que la population générale soit exposée par voie cutanée (CONCAWE, 1998; Statistique Canada, 2007).

Il a été noté que le fuel-oil n° 4, le fuel-oil n° 6 et le fuel-résiduel peuvent parfois être utilisés en très petite quantité comme solvant pour nettoyer des produits à base de pétrole qui se trouvent sur des outils ou les mains des travailleurs. Cependant, ces utilisations semblent très peu probables en raison de la viscosité, de la couleur et de l'odeur de ces carburants (CONCAWE, 1998). Par conséquent, l'utilisation de ces mazouts lourds comme solvants de dégraissage n'est pas prise en considération.

Les propriétés physiques de ces substances, notamment la couleur, la mauvaise odeur et la viscosité, rendent très improbable l'ingestion accidentelle (CONCAWE, 1998; Statistique Canada, 2007).

Le fuel-oil n° 4, le fuel-oil n° 6 et le fuel résiduel ont une pression de valeur très faible et sont le plus souvent utilisés à des températures ambiantes (CONCAWE, 1998); par conséquent, des rejets importants de vapeur dans l'air, entraînant une exposition de la population générale par inhalation, ne devraient pas se produire. Toutefois, des émissions de vapeurs peuvent se produire lorsque le fuel-oil n° 6 est chauffé avant le transport ou l'utilisation. Le profil d'utilisation de cette substance indique qu'elle se retrouve surtout dans l'industrie, le transport maritime et le secteur des services publics; ainsi, le risque d'exposition de la population générale du Canada est faible (Statistique Canada, 2007; CONCAWE, 1998).

Les expositions potentielles aux mazouts lourds découlant des utilisations industrielles, de l'entreposage ou du transport entre les installations ont été précédemment prises en compte dans les rapports d'évaluation préalable sur les mazouts lourds du groupe 1 et du groupe 2 (Environnement Canada, Santé Canada, 2011, 2013); on considère également que les conclusions de ces évaluations s'appliquent aux nos CAS des mazouts lourds du groupe 3. L'exposition de la population générale à ces substances résultant de la combustion sur place, de l'entreposage ou du transport est jugée négligeable.

Le niveau de confiance associé à l'évaluation de l'exposition, basée sur les utilisations et les propriétés des mazouts lourds, est élevé, malgré le manque de données de surveillance. L'équipement spécialisé requis pour la combustion des mazouts lourds limite fortement l'utilisation résidentielle ou personnelle. De plus, la confirmation de la part de l'industrie relativement à la formulation et à la disponibilité du fuel-oil n° 4 au Canada vient appuyer l'affirmation selon laquelle l'utilisation par la population générale, et l'exposition de cette dernière, est limitée dans le cas des produits de commande spéciale (communication personnelle, conversation téléphonique du 28 mai 2010 entre Shell Canada et la Division du pétrole, du gaz et de l'énergie de remplacement d'Environnement Canada; source non citée).

10.2 Évaluation des effets sur la santé

Étant donné le nombre restreint d'études s'intéressant aux effets sur la santé du fuel-oil n° 4, du fuel-oil n° 6 et du fuel-oil résiduel, un ensemble de données toxicologiques adéquates n'a pu être obtenu pour ces substances. Par conséquent, les données relatives aux effets sur la santé ont été rassemblées en un ensemble de mazouts lourds connexes afin de produire un profil exhaustif pour les trois mazouts faisant l'objet de la présente évaluation. L'annexe G comporte un aperçu des renseignements disponibles quant aux effets sur la santé des animaux de laboratoire. Un résumé des principales études est présenté ci-dessous.

Les mazouts lourds présentent une faible toxicité aiguë chez les animaux de laboratoire. Des rats mâles et femelles ont été exposés à des concentrations de 2 100, 3 300 et 4 800 mg/m^3 de fuel-oil résiduel en aérosol. Parmi les effets observés figuraient une difficulté respiratoire, un halètement et une activité réduite à toutes les concentrations testées; la concentration létale médiane (CL_{50}) obtenue était de 4 100 mg/m^3 (Bio/dynamics Inc., 1987). Le fuel-oil n° 6 présentait des doses létales médianes par voie orale (DL_{50}) variant de 5 130 à moins de 25 000 mg/kg de poids corporel (p.c.) chez les rats. D'autres valeurs de DL_{50} par voie orale concernant les mazouts lourds connexes allaient de plus de 2 000 à 5 898 mg/kg p.c. chez les rats. Dans le cas du fuel-oil n° 4 chez les souris, une valeur de DL_{50} par voie cutanée était supérieure à 40 000 mg/kg p.c. Le fuel-oil n° 6 présentait des valeurs de DL_{50} par voie cutanée variant de plus de 4 940 à plus de 5 350 mg/kg p.c. chez les lapins. Une irritation cutanée minimale à modérée a été observée dans tous les cas d'exposition aiguë par voie cutanée (API, 2004; CONCAWE, 1996, 1998; USEPA, 2005; Commission européenne, 2000b).

Une étude portant sur les effets du fuel-oil n° 4 sur la santé par suite d'une exposition répétée par inhalation a été relevée. Une concentration minimale avec effet nocif observé (CMENO) de 50 à 300 mg/m^3 a été établie d'après la diminution du gain en poids corporel dans une étude de toxicité subchronique portant sur des rats mâles et femelles exposés à une concentration de 50 ou 300 mg/m^3 pendant 90 jours (la concentration réelle à laquelle cet effet a été observé n'était pas précisée) [Cowan et Jenkins, 1981]. Une diminution de poids corporel et une augmentation du poids du foie ont été observées dans une étude connexe portant sur des rats mâles et femelles Fischer 344 exposés à la substance portant le n° CAS 64742-90-1 à des concentrations de 540 ou 2 000 mg/m^3 pendant 9 jours (Gordon, 1983).

Plusieurs études de durée variable sur l'exposition par voie cutanée ont été menées pour le fuel-oil n° 4, le fuel-oil n° 6 et le fuel-oil résiduel. Ces études d'une durée de 12 jours à 60 semaines comportaient l'administration de doses variant de 250 à 40 000 mg/kg p.c. par jour à des souris, des rats et des lapins. Les effets choisis incluaient une augmentation de la mortalité, une diminution du poids corporel, un gain de poids corporel et de la consommation d'aliments, des changements du poids de la rate, du foie et des reins, des lésions rénales macroscopiques, une hématopoïèse extramédullaire dans la rate, une anémie, une caryomégalie, une nécrose multifocale et dégénérescence vacuolaire des cellules centrolobulaires du foie, ainsi qu'une hyperplasie épithéliale de la muqueuse de la vessie. Une irritation et des lésions importantes de la peau ont également été observées au site d'épandage dans toutes les études (Schultz *et al.*, 1981; Easley *et al.*, 1982; NTP, 1986; API, 1980a, 1980b, 1980c; 1980d, UBTL, 1987, 1988).

Des effets sur la santé ont été observés chez les rates CD gravides exposées à la substance portant le n° CAS 64741-62-4 pendant la gestation. Une dose minimale avec effet nocif observé (DMENO) de 1 mg/kg p.c. par jour a été déterminée d'après les diminutions du poids corporel, du gain de poids corporel, de la consommation alimentaire et du poids de l'utérus gravide, ainsi que d'après la présence d'exsudats vaginaux rouges (Hoberman *et al.*, 1995). Dans d'autres études, une DMENO de 8 mg/kg p.c. par jour a été établie d'après une augmentation du poids du foie, une réduction de la numération plaquettaire et une irritation modérée de la peau chez des rats Sprague-Dawley mâles et femelles après une exposition subchronique aux substances portant le n° CAS 64741-62-4 ou 64741-81-7 (Feuston *et al.*, 1994, 1997; Mobil, 1988, 1994b). Parmi les autres effets généraux observés dans ces études, notons les suivants : mortalité accrue, diminution du gain de poids corporel, du poids corporel et du poids du thymus, diminution du nombre de cellules lymphoïdes dans le thymus et paramètres chimiques du sérum et sanguins anormaux.

Il convient de remarquer que des effets systémiques ont été observés dans le cas de mazouts lourds connexes à des expositions par voie cutanée à faibles doses (1 et 8 mg/kg p.c.); toutefois, aucune étude évaluant le fuel-oil n° 4, le fuel-oil n° 6 ou le fuel-oil résiduel à des concentrations inférieures à 250 mg/kg p.c. par jour n'a été recensée. Il convient toutefois de noter que plusieurs de ces dernières études sur le fuel-oil n° 4, le fuel-oil n° 6 et le fuel-oil résiduel n'ont pas présenté d'effets systémiques à une concentration de 250 mg/kg p.c. par jour, ce qui laisse entendre que certains des mazouts lourds connexes peuvent être plus toxiques par voie cutanée plus élevées que les trois mazouts lourds dont les n^{os} CAS sont étudiés dans la présente évaluation.

Dans le cadre d'une étude sur l'exposition par voie orale, une DMENO supérieure ou égale à 125 mg/kg p.c. ou plus a été établie après avoir observé une diminution du gain de poids corporel et du poids du thymus chez des rates Sprague Dawley gravides auxquelles on avait administré la substance portant le n° CAS 64741-62-4 pendant la gestation (Feuston et Mackerer, 1996).

Des études sur la génotoxicité *in vivo* ont été relevées pour les mazouts lourds connexes. Des résultats positifs ont été observés pour les substances portant les n^{os} CAS 64742-90-1 et 64741-62-4 en ce qui concerne l'induction de micronoyaux et la synthèse d'acide désoxyribonucléique (ADN) non programmée lorsque les substances ont été administrées par gavage à des rats et des souris, respectivement (Khan et Goode, 1984; API, 1985a). Des résultats positifs ont aussi été rapportés dans le cas du n° CAS 64741-62-4 pour l'échange de chromatides sœurs lorsque la substance a été administrée par injection intrapéritonéale à des souris (API, 1985b). Par contre, les résultats étaient négatifs concernant les n^{os} CAS 64741-57-7 et 64741-62-4 pour l'induction de micronoyaux et les aberrations chromosomiques lorsque les substances ont été appliquées par voie cutanée ou administrées par injection intrapéritonéale à des rats (Mobil, 1987d; API, 1985c).

Les études sur la génotoxicité *in vitro* pour le fuel-oil n° 4 et le fuel-oil n° 6 ont donné des résultats négatifs pour le test d'Ames, le test des échanges de chromatides sœurs et le test sur cellules de lymphomes de souris, ainsi que pour les mutations directes et l'inhibition de la transformation morphologique (NTP 1986; Schultz *et al.*, 1981; Vandermeulen *et al.*, 1985; Farrow *et al.*, 1983; Vandermeulen et Lee, 1986; Blakeslee *et al.*, 1983). Par contre, des résultats positifs ont été observés dans le cas des mazouts lourds connexes, notamment dans les tests d'Ames et d'Ames modifié ou dans celui sur cellules de lymphomes de souris, ainsi que pour la transformation cellulaire et la synthèse d'ADN non programmée (Brecher et Goode, 1983, 1984; Blackburn *et al.*, 1984, 1986; API, 1985c, 1985d, 1986a; Mobil, 1985; Feuston *et al.*, 1994).

Le fuel-oil n° 4 a été classé par la Commission européenne comme cancérogène de catégorie 3 (R40 : *effet cancérogène suspecté – preuves insuffisantes*). Le fuel-oil n° 6 et le fuel-oil résiduel ont été classés comme des cancérogènes de catégorie 2 (R45 : *peut provoquer le cancer*) (Commission européenne, 1994; ESIS, c1995-2012). La Commission européenne a adopté le Système général harmonisé de classification et d'étiquetage des produits chimiques des Nations Unies, selon lequel le fuel-oil n° 4 est classé comme un cancérogène de catégorie 2 (H351 : *susceptible de provoquer le cancer)* et le fuel-oil n° 6 et le fuel-oil résiduel, comme des cancérogènes de catégorie 1B (H350 : *peut causer le cancer*) (Commission européenne, 2008). Le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) a déterminé la classification générale des mazouts (lourds) résiduels dans le groupe 2B (*peut-être cancérogène pour l'homme*) (CIRC, 1989a).

La cancérogénicité du fuel-oil n° 4 a été évaluée dans une étude par badigeonnage menée chez des souris. Le nombre de souris présentant des tumeurs cutanées (carcinomes et papillomes des cellules squameuses) a augmenté après une exposition cutanée de deux ans à des doses de 250 ou 500 mg/kg p.c. de fuel-oil n° 4 (NTP, 1986). Le fuel-oil résiduel de craquage thermique et un mélange de fuel-oil de distillation directe et de fuel-oil résiduel se sont révélés cancérogènes par voie cutanée après l'exposition de souris à une dose d'environ 592 mg/kg p.c. pendant toute leur vie (Exxon Biomedical Sciences Inc., 1992). Dans le cadre d'une étude par badigeonnage d'un mazout lourd connexe (n° CAS 64741-62-4), on a appliqué la substance sur la peau de souris mâles à raison de 8,4, 16,8, 42, 83,8 ou 167,6 mg/kg p.c., trois fois par semaine, pendant toute leur vie. Une formation significative de tumeurs cutanées a été observée à toutes les doses et augmentait en fonction de la dose (McKee *et al.*, 1990).

Dans le cadre d'une étude sur l'initiation tumorale, on a exposé par voie cutanée des souris mâles à une dose de 16,8 mg/kg p.c. de la substance portant le n° CAS 64741-62-4, et ce, pendant cinq jours consécutifs (suivi d'une exposition à un agent de promotion pendant 25 semaines). Une formation importante de

tumeurs cutanées a été constatée à cette dose avec une période de latence de 16 semaines. Dans l'étude de promotion correspondante, on a observé une hausse statistiquement significative du nombre de souris présentant des masses observables de manière macroscopique (et des temps de latence réduits), ce qui indique que cette substance peut favoriser légèrement la formation de tumeurs (API, 1989).

Les résultats indiquent que, en général, les mazouts lourds présentent une activité cancérogène chez les souris exposées par voie cutanée.

Il est reconnu que les mazouts lourds peuvent présenter des concentrations importantes de constituants qui présentent des signes d'activité cancérogène sous forme de substance unique, comme certains types d'hydrocarbures aromatiques polycycliques. Le gouvernement du Canada a déjà mené une évaluation des risques pour la santé humaine portant sur cinq HAP, évaluation qui consistait en un examen critique des données pertinentes dans le cadre du Programme d'évaluation des substances d'intérêt prioritaire. En se basant principalement sur les essais biologiques de cancérogénicité menés sur des modèles animaux, on a qualifié ces HAP (benzo[*a*]pyrène, benzo[*b*]fuoranthène, benzo[*j*]fluoranthène, benzo[*k*]fluoranthène et indeno[*1,2,3-cd*]pyrène) de substances *probablement cancérogènes pour l'homme* (c'est-à-dire des substances qu'on croit présenter un risque d'effet nocif quel que soit le niveau d'exposition); ils ont également été jugés « toxiques » aux termes de l'alinéa 11*c*) de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (Canada, 1994). En raison du manque d'exposition aux mazouts lourds, l'évaluation de la contribution des constituants des mazouts lourds à l'activité cancérogène ne s'inscrit pas dans la portée de la présente évaluation.

Une DEMNO pour la reproduction par voie cutanée de 1,0 mg/kg p.c. par jour a été déterminée chez les rates CD gravides exposées à la substance portant le n° CAS 64741-62-4 pendant la gestation (Hoberman *et al.*, 1995). Les effets comprenaient une diminution du nombre de fœtus vivants, une incidence accrue des cas de résorption, une augmentation des résorptions précoces et du pourcentage de résorption ou de mort des conceptus par portée. Des variations touchant le développement des fœtus ont également été observées dans le cadre de cette étude, mais les auteurs considèrent que ces réactions ne sont pas liées à la substance. Une DEMNO pour le développement par voie cutanée de 8,0 mg/kg p.c. par jour a été déterminée chez les rates Sprague-Dawley gravides exposées à la substance portant le n° CAS 64741-62-4 pendant la gestation (Feuston *et al.*, 1989; Mobil, 1987e). Au nombre des effets, notons des malformations fœtales externes, dont la fente palatine, la micrognathie (développement incomplet de la mâchoire inférieure) et la queue déformée.

Il convient de souligner que les mazouts lourds, en tant que groupe, ont révélé des effets importants sur la santé. Toutefois, on a observé une différence entre les trois mazouts lourds étudiés dans la présente évaluation et les mazouts

lourds connexes concernant leur potentiel génotoxique (les résultats liés au fuel-oil n° 4 et le fuel-oil n° 6 étaient négatifs contrairement aux résultats associés aux mazouts lourds connexes) et leur activité (des effets cutanés ont été établis à 250 mg/kg p.c. pour les trois mazouts lourds, mais à 1 et 8 mg/kg p.c. dans le cas des mazouts lourds connexes). Il est toutefois possible que les renseignements relatifs aux effets sur la santé présentés dans l'annexe G soient prudents concernant la représentation du fuel-oil n° 4, du fuel-oil n° 6 ou du fuel-oil résiduel.

10.3 Caractérisation des risques pour la santé humaine

Une priorité élevée a été accordée à la prise de mesures à l'égard du fuel-oil n° 4 et du fuel-oil n° 6 durant la catégorisation visant la LIS, car on estime qu'ils présentent un risque élevé pour la santé et le plus fort risque d'exposition ou un risque d'exposition intermédiaire pour les particuliers au Canada. Il a été déterminé que le fuel-oil résiduel présentait un risque élevé pour la santé humaine. La cancérogénicité constituait un effet critique pour la catégorisation initiale de ces substances, compte tenu des classifications établies par des organismes internationaux et de quelques études par badigeonnage de la peau, menées sur des animaux de laboratoire, qui ont permis de déterminer la formation de tumeurs cutanées à la suite d'une application chronique par voie cutanée de fuel-oil n° 4 ou de fuel-oil résiduel (NTP, 1986; Exxon Biomedical Sciences Inc., 1992). Ces substances ont été classées par la Commission européenne comme étant des cancérogènes de catégorie 2 ou 3 (Commission européenne, 1994; ESIS, c1995-2012), par le Système général harmonisé de classification et d'étiquetage des produits chimiques, adopté par la Commission européenne, comme étant des cancérogènes de catégorie 1B ou 2 (Commission européenne, 2008) et par le CIRC comme étant des cancérogènes du groupe 2B (CIRC, 1989a).

L'utilisation du fuel-oil n° 4, du fuel-oil n° 6 et du fuel-oil résiduel est essentiellement limitée aux industries pour la production de chaleur et d'énergie, ainsi qu'au transport maritime. Toutefois, ils peuvent également être utilisés pour chauffer certains immeubles résidentiels à logements multiples. Dans ce cas, les résidents ne devraient pas avoir accès à ces combustibles. Les mazouts lourds ne sont pas commercialisés à l'intention du public et, comme ils présentent des pressions de vapeurs faibles, la population générale ne devrait pas y être exposée. Par conséquent, on estime que le risque pour la santé humaine présenté par ces substances est faible.

10.4 Incertitudes de l'évaluation des risques pour la santé humaine

Comme le fuel-oil n° 4, le fuel-oil n° 6 et fuel-oil résiduel sont des substances UVCB, leur composition ne peut être définie que de manière générale. Les substances et les différents lots d'une substance portant le même n° CAS peuvent varier en fonction des charges d'alimentation, des unités de traitement et des conditions de raffinage, ainsi que des composés de fluidification utilisés pour répondre aux spécifications du produit final. Cette variabilité aura une incidence sur l'identité, les concentrations et les proportions des composés constituant les échantillons, ce qui complique l'obtention d'un ensemble de données toxicologiques vraiment représentatives, étant donné que les propriétés physico-chimiques ne sont pas rigoureusement définies.

11. Conclusion

D'après les renseignements contenus dans la présente évaluation préalable sur la fréquence et l'importance des déversements, le risque est faible pour ces substances d'être nocives pour les organismes ou de compromettre l'intégrité globale de l'environnement. Il est proposé que le fuel-oil n° 4, le fuel-oil n° 6 et le fuel-oil résiduel (nos CAS 68476-31-3, 68553-00-4 et 68476-33-5) ne satisfont pas aux critères des alinéas 64*a*) ou 64*b*) de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* [LCPE (1999)], puisqu'ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique, ou à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

La population générale ne devrait pas être exposée au fuel-oil n° 4, au fuel-oil n° 6 ni au fuel-oil résiduel en raison du nombre limité d'utilisations résidentielles et de l'accès restreint à ces carburants. Le risque pour la santé humaine est donc considéré comme faible. En conséquence, il est proposé de conclure que le fuel-oil n° 4, le fuel-oil n° 6 et le fuel-oil résiduel (nos CAS 68476-31-3, 68553-00-4 et 68476-33-5) ne satisfont pas aux critères de l'alinéa 64(*c*) de la LCPE (1999), puisqu'ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Par conséquent, il est conclu que le fuel-oil n° 4, le fuel-oil n° 6 et le fuel-oil résiduel (n° CAS 68476-31-3, 68553-00-4 et 68476-33-5) ne satisfont pas aux critères énoncés à l'article 64 de la LCPE (1999).

Références

Ainley, D., Morrell, S., Dobbs, J., Grau, C.R., Roudybush, T. 1978. Reproductive responses of Cassin's Auklets to orally administered bunker C oil and eliminative responses in seabirds [résumé]. *Pacific Seabird Group Bull.* 5:48-49. [cité dans Ainley *et al.*, 1981].

Ainley, D.G., Grau, C.R., Roudybush, T.E., Morrell, S.H., Utts, J.M. 1981. Petroleum ingestion reduces reproduction in Cassin's Auklet. *Mar. Pol. Bull.* 12(9):314-317.

Albers, P.H. 1980. Transfer of crude oil from contaminated water to bird eggs. *Environ. Res.* 22(2):307-314.

Allen, H. 1971. Effects of petroleum fractions on the early development of a sea urchin. *Mar. Pol. Bull.* 2(9):138-140.

Anderson, J.W., Neff, J.M., Cox, B.A., Tatem, H.E., Hightower, G.M. 1974. Characteristics of dispersions and water-soluble extracts of crude and refined oils and their toxicity to estuarine crustaceans and fish. *Mar. Biol.* 27:75-88.

[AOPWIN] Atmospheric Oxidation Program for Microsoft Windows. 2008. Version 1.92a. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

[API] American Petroleum Institute. 1980a. Acute toxicity tests of API 78-7 No. 6 heavy fuel oil (17.1°API/0.8% S). Étude menée par Elars Bioresearch Laboratories Inc. API Med. Res. Publ. 27-32774. Washington (DC) : American Petroleum Institute. [cité dans CONCAWE, 1998; Commission européenne, c2000b; API, 2004].

[API] American Petroleum Institute. 1980b. Acute toxicity tests of API 78-6 No. 6 heavy fuel oil (11.7°API/2.7% S). Étude menée par Elars Bioresearch Laboratories Inc. API Med. Res. Publ. 27-32814. Washington (DC) : American Petroleum Institute. [cité dans CONCAWE, 1998; Commission européenne, c2000b; API, 2004].

[API] American Petroleum Institute. 1980c. Acute toxicity tests of API 78-8 No. 6 heavy fuel oil (23.1°API/0.2% S). Étude menée par Elars Bioresearch Laboratories Inc. API Med. Res. Publ. 27-32816. Washington (DC) : American Petroleum Institute. [cité dans CONCAWE, 1998; Commission européenne, c2000b; API, 2004].

[API] American Petroleum Institute. 1980d. Acute toxicity tests of API 79-2 No. 6 heavy fuel oil (5.2°API/1.2% S). Étude menée par Elars Bioresearch Laboratories Inc. API Med. Res. Publ. 27-32813. Washington (DC) : American Petroleum Institute. [cité dans CONCAWE, 1998; Commission européenne, c2000b; API, 2004].

[API] American Petroleum Institute. 1985a. An evaluation of the potential of RO-1, 81-15 and PS8-76D5-SAT to induce unscheduled DNA synthesis (UDS) in the *in-vivo/in-vitro* hepatocyte DNA repair assay. Étude menée par SRI International. API Med. Res. Publ. 32-32406. Washington (DC) : American Petroleum Institute. [cité dans CONCAWE,1998; Commission européenne, c2000b; API, 2004].

[API] American Petroleum Institute. 1985b. *In-vivo* sister chromatid exchange (SCE) assay. API sample 81-15 catalytically cracked clarified oil (CAS 64741-62-4). Étude menée par Microbiological Associates Inc. API Health Environ. Sci. Dep. Rep. 32-32254. Washington (DC) :

American Petroleum Institute. [cité dans CONCAWE, 1998; Commission européenne, c2000b; API, 2004].

[API] American Petroleum Institute. 1985c. Mutagenicity evaluation studies of catalytically cracked clarified oil. API sample 81-15 in the rat bone marrow cytogenetic assay and in the mouse lymphoma forward mutation assay. Étude menée par Litton Bionetics Inc. API Med. Res. Publ. 32-30534. Washington (DC) : American Petroleum Institute. [cité dans CONCAWE, 1998; Commission européenne, c2000b; API, 2004].

[API] American Petroleum Institute. 1985d. An evaluation of the potential of RO-1, 81-15 and PS8-76D5-SAT to induce unscheduled DNA synthesis (UDS) in primary rat hepatocyte cultures. Étude menée par SRI International. API Med. Res. Publ. 32-32407. Washington (DC) : American Petroleum Institute. [cité dans CONCAWE, 1998; Commission européenne, c2000b; API, 2004].

[API] American Petroleum Institute. 1985e. Sister chromatid exchange (SCE) assay in Chinese hamster ovary (CHO) cells. API sample 81-15 catalytically cracked clarified oil (CAS 64741-62-4). Étude menée par Microbiological Associates Inc. API Health Environ. Sci. Dep. Rep. 32-32750. Washington (DC) : American Petroleum Institute. [cité dans CONCAWE, 1998; Commission européenne, c2000b; API, 2004].

[API] American Petroleum Institute. 1986a. Salmonella/mammalian-microsome plate incorporation mutagenicity assay (Ames test). Étude menée par Microbiological Associates Inc. API Med. Res. Publ. 33-30599. Washington (DC) : American Petroleum Institute. [cité dans CONCAWE, 1998; Commission européenne, c2000b; API, 2004].

[API] American Petroleum Institute. 1986b. Morphological transformation of BALB/3T3 mouse embryo cells. API sample 81-15 catalytically cracked clarified oil (CAS 64741-62-4). Étude menée par Microbiological Associates Inc. API Health Environ. Sci. Dep. Rep. 33-32638. Washington (DC) : American Petroleum Institute. [cité dans CONCAWE, 1998; Commission européenne, c2000b; API, 2004].

[API] American Petroleum Institute. 1989. Short-term dermal tumorigenesis study of selected petroleum hydrocarbons in male CD-1 mice. Initiation and promotion phases. Étude menée par IIT Research Institute. API Health Environ. Sci. Dep. Rep. 36-32643. Washington (DC) : American Petroleum Institute. [cité dans CONCAWE, 1998].

[API] American Petroleum Institute. 2004. High Production Volume (HPV) Challenge Program. Robust Summary of Information on Heavy Fuel Oils. Sommaire préparé par l'American Petroleum Institute. Accès : http://www.epa.gov/hpv/pubs/summaries/heavyfos/c15368rs.pdf

[ARLA] Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire. 2006. Politique sur les produits de formulation et document d'orientation sur sa mise en œuvre. Directive d'homologation DIR2006-02. Ottawa (Ont.) : Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire. Numéro de catalogue : H113-3/2006-2F (H113-3/2006-2F-PDF). Accès : http://www.hc-sc.gc.ca/cps-spc/alt_formats/pacrb-dgapcr/pdf/pubs/pest/pol-guide/dir/dir2006-02-fra.pdf

[ARLA] Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire. 2010. Liste des produits de formulation de l'ARLA. Ottawa (Ont.) : Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire. Numéro de catalogue : H114-22/2010F (H114-22/2010F-PDF). Accès : http://publications.gc.ca/collections/collection_2010/arla-pmra/H114-22-2010-fra.pdf

Arnot, J.A., Gobas, F.A. 2003. A generic QSAR for assessing the bioaccumulation potential of organic chemicals in aquatic food webs [en ligne]. *QSAR Comb. Sci* 22(3):337-345. [consulté le 15 mars 2007]. Accès : http://www3.interscience.wiley.com/journal/104557877/home [réserve de consultation].

Arthurs, P., Stiver, W.H., Zytner, R.G. 1995. Passive volatilization of gasoline from soil. *J. Soil Contam.* 4:1-13.

Atkinson, R. 1990. Gas-phase tropospheric chemistry of organic compounds: a review. *Atmos. Environ.* 24A:1-41.

[ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 1995. Toxicological Profile for Fuel Oils. Atlanta (GA) : US Department of Health and Human Services, Public Health Service. [consulté le 16 juillet 2010]. Accès : http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp75.pdf

[ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 1999. Toxicological Profile for Total Petroleum Hydrocarbons. Atlanta (GA) : US Department of Health and Human Services, Public Health Service. [consulté le 27 juillet 2010]. Accès : http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp123.pdf

Baker, J.R., Jones, A.M., Jones, T.P., Watson, H.C. 1981. Otter *Lutra lutra* L. mortality and marine oil pollution. *Biol. Conserv.* 20:311-321. [cité dans Engelhardt, 1983].

Banerjee, S. 1984. Solubility of organic mixtures in water. *Environ. Sci. Technol.* 18:587-591.

Bio/Dynamics Inc. 1987. Acute inhalation toxicity study in rats administered F-74-01. EPA/OTS Doc #86-920005118; NTIS/OTS0544092.

[BIOHCWIN] Biodegradation of Petroleum Hydrocarbons Estimation Program for Windows. 2008. Version 1.01a. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

[BIOWIN] Biodegradation of Petroleum Hydrocarbons Estimation Program for Windows. 2009. Version 4.10. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Blackburn, G.R., Deitch, R.A., Schreiner, C.A., Mackerer, C.R. 1986. Predicting carcinogenicity of petroleum distillation fractions using a modified Salmonella mutagenicity assay. *Cell. Biol. Toxicol.* 2:63-84. [cité en tant qu'article original et dans CIRC, 1989b].

Blackburn, G.R., Deitch, R.A., Schreiner, C.A., Mehlman, M.A., Mackerer, C.R. 1984. Estimation of the dermal carcinogenic activity of petroleum fractions using a modified Ames Assay. *Cell. Biol. Toxicol.* 1:67-80. [cité en tant qu'article original et dans CIRC, 1989b].

Blakeslee, J.R., Elliot, A.M., Carter, L.J. 1983. *In vitro* effects of polynuclear aromatic hydrocarbons on FeSV transformation of human cells. *In*: Cooke, M., Dennis, A.J. (éd.) Proceedings of the Seventh International Symposium on polynuclear aromatic hydrocarbons. Formation, metabolism and measurement. Columbus (OH) : Battelle Press. p. 123-133. [cité dans ATSDR, 1995].

Brecher, S., Goode, J.W. 1983. BALB/3T3 transformation test. Aromatic pyrolysis oil. Project No. 2084. Rédigé par le Gulf Life Sciences Center, Pittsburgh (PA), pour le compte de Gulf Oil Chemicals Co., Houston (TX). [cité dans USEPA, 2005].

Brecher, S., Goode, J.W. 1984. Hepatocyte primary culture/DNA repair test of aromatic pyrolysis oil. Project No. 2083. Rédigé par le Gulf Life Sciences Center, Pittsburgh (PA), pour le compte de Gulf Oil Chemicals Co., Houston (TX). [cité dans USEPA, 2005].

Brost, E.J., DeVaull, G.E. 2000. Non-aqueous phase liquid (NAPL) mobility limits in soil. API Soil and Groundwater Research Bulletin No. 9. Washington (DC) : American Petroleum Institute.

Brown, L.R. 1980. Fate and Effect of Oil in the Aquatic Environment – Gulf Coast Region. EPA-600/3-80-058a, US Environmental Protection Agency Ecological Research Series. [cité dans Fremling, 1981].

[BST] Bureau de la sécurité des transports du Canada. 2005. Rapport d'enquête ferroviaire R05E0059. Wabamun (Alb.) : Bureau de la sécurité des transports du Canada. [consulté le 21 juin 2010]. Accès : http://www.tsb.gc.ca/fra/rapports-reports/rail/2005/r05e0059/r05e0059.pdf

Burger, A.E. 1993a. Interpreting the mortality of seabirds following the Nestucca oil spill of 1988-1989: factors affecting seabirds off southwestern British Columbia and Northern Washington. Série de rapports techniques, n° 178. Service canadien de la faune, région du Pacifique et du Yukon, Delta (C.-B.). 29 p.

Burger, A.E. 1993b. Effects of the 'Nestucca' oil spill on seabirds along the coast of Vancouver Island in 1989. Série de rapports techniques du Service canadien de la faune, n° 179. Région du Pacifique et du Yukon, Delta (C.-B.). 57 p.

Burger, A.E. 2003. Effects of the Juan de Fuca eddy and upwelling on densities and distributions of seabirds off southwest Vancouver Island, British Columbia. *Mar. Ornithol.* 31:113-122.

Byrne, C.J., Calder, J.A. 1977. Effect of the water-soluble fractions of crude, refined and waste oils on the embryonic and larval stages of the quahog clam *Mercenaria sp. Mar. Biol.* 40:225-231.

Canada. 1994. Hydrocarbures aromatiques polycycliques. Ottawa (Ont.) : Environnement Canada; Santé Canada. (Liste des substances d'intérêt prioritaire – Rapport d'évaluation). Accès : http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/psl1-lsp1/hydrocarb_aromat_polycycl/index-fra.php

Canada. 1999. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*. L.C., 1999, ch. 33. *Gazette du Canada*, Partie III, vol. 22, n° 3. [consulté en 2010]. Accès : http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/c-15.31/TexteComplet.html

Canada. 2010. *Règlement sur les effluents des raffineries de pétrole* (C.R.C., ch. 828) afférent à la *Loi sur les pêches*. [consulté le 19 février 2010]. Accès : http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/C.R.C.%2C_ch._828/index.html

[CanLII] Institut canadien d'information juridique [base de données sur Internet]. 2001. Ottawa (Ont.) : Institut canadien d'information juridique. [consulté en 2009]. Accès : http://www.canlii.org/fr/index.html

[CATABOL] Probabilistic assessment of biodegradability and metabolic pathways [modèle informatique]. c2004-2008. Version 5.10.3. Bourgas (Bulgarie) : Bourgas Prof. Assen Zlatarov University, Laboratory of Mathematical Chemistry. Accès : http://oasis-lmc.org/?section=%software&swid=1

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2008. Canada-Wide Standard for Petroleum Hydrocarbons (PHC) in Soil: Scientific Rationale. Supporting Technical Document. Winnipeg (Man.) : Conseil canadien des ministres de l'environnement. 383 p. Report No.: PN 1399. Accès : www.ccme.ca/assets/pdf/pn_1399_phc_sr_std_1.2_e.pdf

[CIRC] Centre international de recherche sur le cancer. IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks in Humans. 1989a. Occupational Exposures in Petroleum Refining; Crude Oil and Major Petroleum Fuels. Fuel Oils. *IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risks Hum.* 45:239-270.

[CIRC] Centre international de recherche sur le cancer. IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks in Humans. 1989b. Occupational Exposures in Petroleum Refining; Crude Oil and Major Petroleum Fuels. Occupational Exposures in Petroleum Refining. *IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risks Hum.* 45:39-117.

[CHEMINFO]. Cheminfo Services Inc. 2009. Fuel Oil Nos. 2, 4, and 6, Final Report. Background Technical Study on the Use and Release Potential of Certain High Priority Petroleum Substances Under the Chemicals Management Plan, in Sectors Other than the Petroleum Sector. Rapport confidentiel rédigé sous contrat. Gatineau (Qc) : Environnement Canada.

Clark, R.B. 1984. Impact of oil pollution on seabirds. *Environ. Poll. Ser. A.* 33:1-22.

Commission européenne. 1994. Directive 94/69/CE de la Commission du 19 décembre 1994. Annexe II. *Journal officiel des Communautés européennes*. 31.12.94. L381, vol. 37. Commission européenne, 21^{e} APT.

Commission européenne. c2000a. IUCLID Dataset, Fuel oil, no. 6, CAS No. 68553-00-4 [en ligne]. Édition 2000 en format CD-ROM. [s.l.] : Agence européenne des produits chimiques, Commission européenne. [créé le 18 février 2000; consulté le 29 août 2011]. Accès : http://esis.jrc.ec.europa.eu/doc/IUCLID/data_sheets/68553004.pdf

Commission européenne. c2000b. IUCLID Dataset, Clarified oils (petroleum), catalytic cracked, CAS No. 64741-62-4 [en ligne]. Édition 2000 en format CD-ROM. [s.l.] : Agence européenne des produits chimiques, Commission européenne. [créé le 18 février 2000; consulté le 29 août 2011]. Accès : http://esis.jrc.ec.europa.eu/doc/IUCLID/data_sheets/64741624.pdf

Commission européenne. c2000c. IUCLID Dataset, oil, residual, CAS No. 68476-33-5 [en ligne]. Édition 2000 en format CD-ROM. [s.l.] : Agence européenne des produits chimiques, Commission européenne. [créé le 19 février 2000; cité le 7 janvier 2011]. Accès : http://esis.jrc.ec.europa.eu/doc/IUCLID/data_sheets/68476335.pdf

Commission européenne. 2008. Details on Substances Classified in Annex VI to Regulation (EC) No. 1272/2008 [base de données sur Internet]. Base de données élaborée par la Commission européenne. [consulté le 29 août 2011]. Accès : http://esis.jrc.ec.europa.eu/index.php?PGM=cla

[CONCAWE] Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité. 1996. Gas oils (diesel fuels/heating oils). Préparé par les groupes sur les produits pétroliers et la gestion de la santé de l'Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité. Bruxelles (Belgique) : Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité. Product Dossier No. 95/107.

[CONCAWE] Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité. 1998. Heavy fuel oils. Préparé par les groupes sur les produits pétroliers et la gestion de la santé de l'Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité. Bruxelles (Belgique) : Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité. Product Dossier No. 98/109.

Cowan, M.J., Jenkins, L.J.J. 1981. Navy toxicity study of shale and petroleum JP-5 aviation fuel and diesel marine fuel. *In*: Griest, M.R., Coffin, D.L. (éd.) Health effects investigation of oil shale development. p. 129-139. Ann Arbor (MI) : Ann Arbor Science Publishers Inc. [cité dans ATSDR, 1995].

deBruyn, A.M.H., Wernick, B.G., Stefura, C., McDonald, B.G., Rudolph, B., Patterson, L., Chapman, P. 2007. *In situ* experimental assessment of Lake Whitefish development following a freshwater oil spill. *Environ. Sci. Technol.* 41:6983-6989.

deBruyn, A., Wernick, B., Stefura, C., Patterson, L., Chapman, P. 2008. Effects of a freshwater oil spill on embryonic development in Lake Whitefish and Northern Pike. Surrey (C.-B.) : Golder Associates, ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique, CN Environment. Présentation d'affiche lors du 35^{e} atelier annuel sur la toxicité aquatique, 2008.

Diez, S., Sabate, J., Vinas, M., Bayona, J.M., Solanas, A.M., Albaiges, J. 2005. The Prestige oil spill. I. Biodegradation of a heavy fuel oil under simulated conditions. *Environ. Toxicol. Chem.* 24(9):2203-2217.

Easley, J.R., Holland, J.M., Gipson, L.C., Whitaker, M.J. 1982. Renal toxicity of middle distillates of shale oil and petroleum in mice. *Toxicol. Appl. Pharmcol.* 65:84-91.

Engelhardt, F.R. 1983. Petroleum effects on marine mammals. *Aquat. Toxicol.* 4:199-217.

Environnement Canada. 1999. Marine Fuel Oils – Information Sheet. Ottawa (Ont.) : Division des Urgences – Science, Environnement Canada. Accès : http://www.env.gov.bc.ca/eemp/resources/pdf/info_sheet_on_marine_fuels.pdf

Environnement Canada. c2001. Propriétés d'hydrocarbures [base de données sur Internet]. Centre des sciences et technologies environnementales, Environnement Canada. [mis à jour le 1er octobre 2006; consulté en 2010]. Accès : http://www.etc-cte.ec.gc.ca/databases/OilProperties/oil_prop_f.html

Environnement Canada. 2008. Teneur en soufre des combustibles liquides, 2006. Gatineau (Qc) : Division du pétrole, du gaz et de l'énergie de remplacement, Environnement Canada. Accès : http://publications.gc.ca/site/fra/361758/publication.html

Environnement Canada. 2009. Teneur en soufre des combustibles liquides, 2007. Gatineau (Qc) : Division du pétrole, du gaz et de l'énergie de remplacement, Environnement Canada. N^{o} cat. En11-6/2007F-PDF. 69 p. Accès : http://publications.gc.ca/collections/collection_2012/ec/En11-6-2007-fra.pdf

Environnement Canada. 2010. Teneur en soufre des combustibles liquides, 2008 [en ligne]. Gatineau (Qc) : Division du pétrole, du gaz et de l'énergie de remplacement, Environnement Canada. 70 p. [consulté le 14 février 2014]. Accès : http://publications.gc.ca/collections/collection_2012/ec/En11-6-2008-fra.pdf

Environnement Canada. 2011a. Système national de renseignements sur l'application de la loi reliée à l'environnement [base de données], 2000-2009. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des urgences environnementales. Inédit.

Environnement Canada. 2011b. Oiseaux mazoutés en mer. [consulté le 14 février 2014]. Accès : http://www.ec.gc.ca/mbc-com/default.asp?lang=Fr&n=C6E52970-1. Chemin d'accès depuis la page d'accueil (www.ec.gc.ca) : Explorer les sujets, Nature, Oiseaux migrateurs, Conservation, Oiseaux aquatiques, Oiseaux mazoutés en mer.

Environnement Canada. 2014. Technical document on the persistence and bioaccumulation potential of petroleum hydrocarbons. Gatineau (Qc) : Division des évaluations écologiques, Environnement Canada. Disponible sur demande à l'adresse substances@ec.gc.ca.

Environnement Canada, Santé Canada. 2011. Évaluations préalables finales des substances dans le groupe 1 de l'approche pour le secteur pétrolier : Mazouts lourds restreints aux

installations. Ottawa (Ont.) : Environnement Canada, Santé Canada. Accès : http://www.chemicalsubstanceschimiques.gc.ca/petrole/group-1/index-fra.php

Environnement Canada, Santé Canada. 2013. Évaluations préalables finales des substances dans le groupe 1 de l'approche pour le secteur pétrolier : Mazouts lourds restreints aux industries. Ottawa (Ont.) : Environnement Canada, Santé Canada. Accès : http://www.chemicalsubstanceschimiques.gc.ca/petrole/group-1/index-fra.php

[EPI Suite] Estimation Programs Interface Suite for Microsoft Windows [modèle d'évaluation]. 2008. Version 3.4. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

[ESIS] European Chemical Substances Information System [base de données sur Internet]. c1995–2012. Centre commun de recherche (CCR). [consulté le 29 août 2011]. Accès : http://esis.jrc.ec.europa.eu

Exxon Biomedical Sciences Inc. 1992. Carcinogenicity of heavy fuel oils. Données internes de l'entreprise Exxon. [cité dans Commission européenne, c2000c].

Farrow, M.G., McCarroll, N., Cortina, T., Draus, M., Munson, A., Steinberg, M., Kirwin, C., Thomas, W. 1983. *In vitro* mutagenicity and genotoxicity of fuels and paraffinic hydrocarbons in the Ames, sister chromatid exchange, and mouse lymphoma assays. *Toxicologist* 3:36 (résumé n° 144). [cité dans CIRC, 1989a].

Feuston, M.H., Hamilton, C.E., Mackerer, C.R. 1997. Systemic and developmental toxicity of dermally applied syntower bottoms in rats. *Fund. Appl. Toxicol.* 35:166-176. [cité dans Commission européenne, c2000a].

Feuston, M.H., Kerstetter, S.L., Singer, E.J., Mehlman, M.A. 1989. Developmental toxicity of clarified slurry oil applied dermally to rats. *Toxicol. Ind. Health* 5(3):587-599. [cité dans CONCAWE, 1998; Commission européenne, c2000a].

Feuston, M.H., Low, L.K., Hamilton, C.E., Mackerer, C.R. 1994. Correlation of systemic and developmental toxicities with chemical component classes of refinery streams. *Fundam. Appl. Toxicol.* 22:622-630.

Feuston, M.H., Mackerer, C.R. 1996. Developmental toxicity of clarified slurry oil, syntower bottoms, and distillate aromatic extract administered as a single oral dose to pregnant rats. *J. Toxicol. Environ. Health* 49(1):45-66.

Fingas, M., Hollebone, B., Fieldhouse, B. 2006. The density behaviour of heavy oils in freshwater: The example of the Lake Wabamun Spill. Ottawa (Ont.) : Centre de technologie environnementale, Environnement Canada. [consulté en 2010]. Accès : http://www.epa.gov/oem/docs/oil/fss/fss06/fingas_1.pdf

Foght, J. 2006. Potential for biodegradation of sub-littoral residual oil by naturally occurring microorganisms following the Lake Wabamun train derailment. Département de sciences biologiques, Université de l'Alberta. Rapport soumis au ministère de l'Environnement de l'Alberta et à Environnement Canada. Edmonton (Alb.) : ministère de l'Environnement de l'Alberta. [consulté en 2010]. Accès : http://environment.gov.ab.ca/info/library/7746.pdf

Ford, R.G., Casey, J.L., Hewitt, C.H., Lewis, D.B., Varoujean, D.H., Warrick, D.R., Williams, W.A. 1991. Seabird mortality resulting from the Nestucca oil spill incident, winter 1988-89. Rapport rédigé par Ecological Consulting Inc., Portland (OR), pour le compte du Washington Department of Wildlife. [cité dans Burger, 1993b].

Ford, W.L. 1970. Operation Oil: Report of the Scientific Coordination Team to the Head of the Task Force. Dartmouth (N.-É.) : Laboratoire océanographique de l'Atlantique.

Fremling, C.R. 1981. Impacts of a spill of No. 6 fuel oil on Lake Winona. Proceedings of the 1981 Oil Spill Conference, Atlanta (GA). p. 419-421.

Fuhr B (Alberta Research Council, Fuels and Lubricants Laboratory). 2008. Hydrocarbon Composition of Fuel Products for Risk Assessment Modelling. Final Report. Edmonton (AB): Division des sciences et technologie, eau, direction générale des sciences et de la technologie, Environnement Canada.

Giddings, J.M., Parkhurst, B.R., Gehrs, C.W., Millemann, R.E. 1980. Toxicity of a coal liquefaction product to aquatic organisms. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 25:1-6. [cité dans CONCAWE, 1998].

Gilfillan, E.S., May, D., Hanson, S., Donovan, D., Jiang, L.C. 1976. Reduction in carbon flux in *Mya arenaria* caused by a spill of No. 6 fuel oil. *Mar. Biol.* 37:115-123.

Gilfillan, E.S., Vandermeulen, J.H. 1978. Alterations in growth and physiology of short-shell clams, *Mya arenaria*, chronically oiled with Bunker C from Chedabucto Bay, Nova Scotia, 1970-76. *J. Off. Rech. Pêch. Can.* 35:630-636.

Gilfillan, E.S., Vandermeulen, J.H. 1978. Alterations in growth and physiology of soft-shell clams, *Mya arenaria*, chronically oiled with Bunker C from Chedabucto Bay, Nova Scotia, 1970-76. Compte rendu du symposium « Recovery Potential of Oiled Marine Northern Environments », Halifax (N.-É.)

Golder Associates Ltd. 2006. Lakewater and Aquatics Long-term Monitoring – 2005-2006 Interpretive Report, Wabamun Lake Derailment Site, Canadian National Railway Company, PIN 2401257, Wabamun, Alberta. Final Draft Report, December 14, 2006. Edmonton (Alb.) : Miller Thompson. North Vancouver (C.-B.) 416 p.

Gordon, T. 1983. Nine-day repeated dose inhalation toxicity study in rats. Aromatic Pyrolysis Oil. Project No. 2035. Document préparé par le Gulf Life Sciences Center, Pittsburgh (PA), pour le compte de Gulf Oil Chemicals Co., Houston (TX). [cité dans USEPA, 2005].

Grau, C.R., Roudybush, T., Dobbs, J., Wathen, J. 1977. Altered yolk structure and reduced hatchability of eggs from birds fed single doses of petroleum oils. *Science* 192:779-781.

Guard, H.E., Cobet, A. 1972. Fate of petroleum hydrocarbons in beach sand. Final Report No. CG-D-8-75. Washington (DC) : US Coast Guard. [cité dans CONCAWE, 1998].

Hardy, R., Mackie, P., Whittle, K., McIntyre, A. 1974. Discrimination in the assimilation of *n*-alkanes in fish. *Nature* 252:577-578.
Hartung, M., Hunt, G.S. 1967. Energy metabolism in oil-covered ducks. *J. Wildl. Manage.* 31:798-804. [cité dans Peakall *et al.*, 1982].

Hartung, R. 1995. Assessment of the potential for long-term toxicological effects of the Exxon Valdez oil spill on birds and mammals. *In*: Wells, P.G., Butler, J.N., Hughes, J.S. (éd.) Exxon Valdez Oil Spill: Fate and Effects in Alaskan Waters. ASTM STP 1219. Philadelphie (PA) : American Society for Testing and Materials.

Hebert, G.W., Kussat, R.H. 1972. A laboratory evaluation of the toxicity of certain oils and chemical oil dispersants to juvenile coho salmon and staghorn sculpins. [s.l.] : Direction des

services aux pêcheurs, région du Pacifique, Direction des opérations dans le Nord, Service des pêches du ministère de l'Environnement du Canada. Rapport technique 1972-6.

[HESS] HESS Corporation. 2006a. No. 4 Fuel Oil Material Safety Data Sheet MSDS No. 15054. Houston (TX) : Hess Corporation. [consulté en 2010].

[HESS] HESS Corporation. 2006b. No. 5 Fuel Oil Material Safety Data Sheet MSDS No. 0332. Houston (TX) : Hess Corporation. [consulté en 2011]. Accès : http://www.hess.com/ehs/msds/0332No5FuelOil.pdf

[HESS] HESS Corporation. 2006c. No. 6 Fuel Oil Material Safety Data Sheet MSDS No. 9907. Houston (TX) : Hess Corporation. [consulté en 2011]. Accès : http://www.hess.com/ehs/msds/9907No6FuelOil.pdf

Hoberman, A.M., Christian, M.S., Lovre, S., Roth, R., Koschier, F. 1995. Developmental Toxicity Study of Clarified Slurry Oil (CSO) in the Rat. *Fund. Appl. Toxicol.* 28:34-40. [cité dans API, 2004].

Hollister, T.A., Ward, G.S., Parrish, P.R. 1980. Acute toxicity of a No. 6 fuel oil to marine organisms. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 24:656-661.

Irwin, R.J., Mouwerik, M.V., Stevens, L., Seese, M.D., Basham, W. 1997. Environmental Contaminants Encyclopedia. Fuel Oil Number 6 Entry. Fort Collins (CO) : National Park Service, Water Resources Division. [consulté en 2010]. Accès : http://www.nps.gov

Khan, S.H., Goode, J.W. 1984. Micronucleus test: Aromatic Pyrolysis Oil orally for 2 days. Project No. 2082. Document préparé par le Gulf Life Sciences Center, Pittsburgh (PA), pour le compte de Gulf Oil Chemicals Co., Houston (TX). [cité dans USEPA, 2005].

Kolpack, R.L., Stearns, R.W., Armstrong, G.L. 1978. Sinking of oil in Los Angeles harbor, California following the destruction of the Sansinena. *In*: Proceedings of the Conference on assessment of ecological impacts of oil spills. p. 378-392. American Institute of Biological Sciences.[cité dans CONCAWE, 1998].

Krebs, C.T., Tanner, C.E. 1981. Restoration of oiled marshes through sediment stripping and *Spartina* propagation. Dans: Proceedings from the 1981 Oil Spill Conference (Prevention, Behavior, Control, Cleanup). Atlanta (GA) : American Petroleum Institute.

Lampi, M., Paumen, M.L., Parkerton, T. 2010. An Evaluation of the Persistence, Bioaccumulation and Toxicity of Petroleum Hydrocarbons. Annandale (NJ) : ExxonMobil Biomedical Sciences, Inc.; Machelen (Belgique) : ExxonMobil Petroleum and Chemical. Bruxelles (Belgique) : Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité (CONCAWE).

Lee, K., Prince, R.C., Greer, C.W., Doe, K.G., Wilson, J.E.H., Cobanli, S.E., Wohlgeschaffen, G.D., Alroumis, D., King, T., Tremblay, G.H. 2003. Composition and toxicity of residual bunker C fuel oil in intertidal sediments after 30 years. *Spill Sci.Technol. Bull.* 8(2):187-199.

Leighton, F.A. 1993. The toxicity of petroleum oils to birds. *Environ. Rev.* 1:92-103.

Little, D.I., Deakin, T., Fichaut, B., Meech, R.J. 2003. Some observations on heavy fuel oil spills: trends, impacts and comparisons with crude oil spills. Dans: Proceedings of the Twenty-sixth Arctic and Marine Oilspill Program (AMOP) Technical Seminar. p. 971-998. [s.l.] : Environnement Canada.

Longwell, A.C. 1977. A genetic look at fish eggs and oil. *Oceanus* 20(4):46-58.

MacDonald, B.A., Thomas, M.L.H. 1982. Growth reduction in the soft-shell clam *Mya arenaria* from a heavily oiled lagoon in Chedabucto Bay, Nova Scotia. *Mar. Environ. Res.* 6:145-156.

MacLean, M.M., Doe, K.G. 1989. The comparative toxicity of crude and refined oils to *Daphnia magna* and *Artemia*. Dartmouth (N.-É.) : Environnement Canada, Direction de la protection de l'environnement. Rapport inédit EE-111.

Mazet, J.A.K., Gardner, I.A., Jessup, D.A., Lowenstine, L.J. 2001. Effects of petroleum on mink applied as a model for reproductive success in sea otters. *J. Wildl. Dis.* 37(4):686-692.

McCarthy, J.F., Jimenez, B.D., Barbee, T. 1985. Effect of dissolved humic material on accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons: Structure-activity relationships. *Aquat. Toxicol.* 7:145-156.

McEwan, E.H., Whitehead, P.M. 1980. Uptake and clearance of petroleum hydrocarbons by the glaucous-winged gull (*Larus glaucenscens*) and the mallard duck (*Anus platyrhynchos*). *Rev. Can. Zool.* 58:723-726.

McKee, R.H., Nicolich, M.J., Scala, R.A., Lewis, S.C. 1990. Estimation of epidermal carcinogenic potency. *Fundam. Appl. Toxicol.* 15:320-328.

Meudec, A., Dussauze, J., Deslandes, E., Poupart, N. 2005. Uptake of four PAHs occuring into aerial plant tissue artificially exposed to heavy fuel oil in *Salicornia* [en ligne]. International Oil Spill Conference Proceedings: May 2005, Vol. 2005, No. 1, p. 797-800. [consulté le 14 février 2014]. Accès : http://ioscproceedings.org/doi/abs/10.7901/2169-3358-2005-1-797

Michigan. 2010. Michigan Department of Natural Resources and Environment. Oil Intoxication [en ligne]. Lansing (MI) : State of Michigan. [consulté le 17 février 2010]. Accès : http://www.michigan.gov/dnr/0,1607,7-153-10370_12150_12220-27243--,00.html

[Mobil] Mobil Oil Corporation. 1985. A modified Ames pre-incubation mutagenesis assay for determination of specific mutagenicity of the DMSO extract of heavy vacuum gas oil. Study No. 52261. Princeton (NJ) : Mobil Environmental and Health Science Laboratory. [cité dans API, 2004].

[Mobil] Mobil Oil Corporation. 1987a. A Static 96-hour Acute Toxicity Study of Process Oil to Bluegill Sunfish. Pennington (NJ) : Mobil Environmental and Health Science Laboratory. [cité dans API, 2004].

[Mobil] Mobil Oil Corporation. 1987b. A Static 48-hour Acute Toxicity Study of Process Oil to *Daphnia magna*. Pennington (NJ) : Mobil Environmental and Health Science Laboratory. [cité dans API, 2004].

[Mobil] Mobil Oil Corporation. 1987c. A Static 96-hour Acute Toxicity Study of Process Oil to *Selenastrum capricornutum*. Pennington (NJ) : Mobil Environmental and Health Science Laboratory. [cité dans API, 2004].

[Mobil] Mobil Oil Corporation. 1987d. Micronucleus assay of bone marrow red blood cells from rats treated via dermal administration of heavy vacuum gas oil. Study No. 61591. Princeton (NJ) : Mobil Environmental and Health Science Laboratory. [cité dans API, 2004].

[Mobil] Mobil Oil Corporation. 1987e. Clarified slurry oil: developmental toxicity study in rats. Study No. 50541. Princeton (NJ) : Mobil Environmental and Health Science Laboratory. [cité dans Commission européenne, c2000a].

[Mobil] Mobil Oil Corporation. 1988. Thirteen-week dermal administration of syntower bottoms to rats. Study No. 62710. Princeton (NJ) : Mobil Environmental and Health Sciences Laboratory. [cité dans Commission européenne, c2000a].

[Mobil] Mobil Oil Corporation. 1990. Developmental toxicity study in rats exposed dermally to Ferndale syntower bottoms. Study No. 62934. Princeton (NJ) : Mobil Environmental and Health Sciences Laboratory. [cité dans Commission européenne, c2000a].

[Mobil] Mobil Oil Corporation. 1994a. Developmental toxicity study in rats exposed dermally to heavy coker gas oil (HCGO). Study No. 64168. Princeton (NJ) : Mobil Environmental Health Sciences Laboratory. [cité dans Commission européenne, c2000a].

[Mobil] Mobil Oil Corporation. 1994b. Thirteen-week dermal administration of Joliet heavy coker gas oil to rats. Study No. 64165. Princeton (NJ) : Mobil Environmental and Health Sciences Laboratory. [cité dans Commission européenne, c2000a].

Mohr, F.C., Lasley, B., Bursian, S. 2008. Chronic oral exposure to bunker C fuel oil causes adrenal insufficiency in ranch mink (*Mustela vison*). *Arch. Environ. Cont. Toxicol.* 54:337-347.

Mohr, F.C., Lasley, B., Bursian, S. 2010. Fuel oil-induced adrenal hypertrophy in ranch mink (*Mustela vison*): Effects of sex, fuel oil weathering, and response to adrenocorticotropic hormone. *J. Wildl. Dis.* 46(1):103-110.

Muijs, B., Jonker, M.T.O. 2010. A closer look at bioaccumulation of petroleum hydrocarbon mixtures in aquatic worms. *Environ. Toxicol. Chem.* 29(9):1943-1949.

Mulkins-Phillips, G.J., Stewart, J.E. 1974. Effect of Environmental Parameters on Bacterial Degradation of Bunker C Oil, Crude Oils, and Hydrocarbons. *Appl. Micro.* 28(6):915-922.

Murray, D.A.J., Lockhar, W.L., Webster, G.R.B. 1984. Analysis of the water-soluble fraction of crude oils and petroleum products by gas chromatography. *Oil Petrochem. Pollut.* 2(1):39-46.

[NCI] National Chemical Inventories [base de données sur CD-ROM]. 2006. Columbus (OH) : American Chemical Society, Chemical Abstracts Service.

Neff, J.M., Anderson, J.W. 1981. Response of marine animals to petroleum and specific petroleum hydrocarbons. Londres (Royaume-Uni) : Applied Science Publishers Ltd. [cité dans CONCAWE, 1998].

Neff, J.M., Cox, B.A., Dixit, D., Anderson, J.W. 1976. Accumulation and release of petroleum-derived aromatic hydrocarbons by four species of marine animals. *Mar. Biol.* 38(3):279-289.

[NOAA] National Oceanic and Atmospheric Administration. 2010. Scientific Support Team. Fact Sheet: No. 6 Fuel Oil (Bunker C) Spills. Seattle (WA) : Hazardous Materials Response and Assessment Division, National Oceanic and Atmospheric Administration. [consulté en 2010].

North Atlantic Refining Ltd. 2010. Material Safety Data Sheet: Bunker C. Come By Chance (Pays-Bas) : North Atlantic Refining Ltd. [consulté en 2010].

Nouveau-Brunswick. 2009. Approval to Operate: University of New Brunswick – Fredericton Central Heating Plant. 2009. Certificat n° I-4795. Fredericton (N.-B.) : gouvernement du Nouveau-Brunswick.

NOVA Chemicals. 2013. Fiche signalétique : Mazout résiduel. N° de FS : NOVA-0023FR. Révision 5.1. Calgary (Alb.) : NOVA Chemicals. Accès : http://www.novachem.com/Product%20Documents/ResidualFuelOil_MSDS_AMER_FR.pdf

[NRC] National Research Council. 1985. Oil in the Sea: Inputs, Fates and Effects. Washington (DC) : National Academy of Sciences Press.

[NTP] National Toxicology Program. 1986. National Toxicology Program technical report series no. 310: Toxicology and carcinogenesis studies of marine diesel fuel and JP-5 navy fuel in B6C3F1 mice (dermal studies). Research Triangle Park (NC) : National Toxicology Program, National Institutes of Health. NIH publication No. 86-2566.

Oak Ridge National Laboratory. 1989. The installation restoration program toxicology guide. Volumes 1-5. Oak Ridge (TN) : Oak Ridge National Laboratory (États-Unis). DOE Interagency Agreement No. 1891-A076-A1. Préparé pour Wright Patterson Air Force Base (OH). [cité dans Irwin *et al.*, 1997].

Ortiz-Zarragoitia, M., Garmendia, L., Barbero, M.C., Serrano, T., Marigómez, I., Cajaraville, M.P. 2011. Effects of the fuel oil spilled by the Prestige tanker on reproduction parameters of wild mussel populations. *J. Environ. Monit.* 13:84-94.

Owens, E.H. 1978. Mechanical dispersal of oil stranded in the littoral zone. *J. Off. Rech. Pêch. Can.* 35(5):563-572. [cité dans Owens *et al.*, 2007].

Owens, E.H., Humphrey, B., Sergy, G.A. 1994b. Natural cleaning of oil on two coarse-sediment shorelines on the Arctic and Atlantic coasts of Canada. *Spill Sci. Technol. Bull.* 1(1):37-52. [cité dans Owens *et al.*, 2007].

Owens, E.H., McGuire, B., Humphrey, B. 1994a. Chedabucto Bay 1992-Shoreline Conditions Survey. Long-term Fate of Bunker C oil from the ARROW spill in Chedabucto Bay, Nova Scotia. Rapport SPE 5/SP/2. Ottawa (Ont.) : Environnement Canada. [cité dans Owens *et al.*, 2007].

Owens, E.H., Taylor, E., Humphrey, B. 2007. The persistence and character of stranded oil on coarse-sediment beaches. *Mar. Pollut. Bull.* 56(1):14-26.

Pancirov, R., Brown, R. 1975. Analytical Methods for Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in Crude Oils, Heating Oils, and Marine Tissues. *In*: Proceedings of a Conference on Prevention and Control of Oil Pollution. Conférence tenue à San Francisco (CA). Washington (DC) : American Petroleum Institute. p. 103-113. [cité dans Potter et Simmons, 1998].

Papciak, M.S., Goode, J.W. 1984. CHO/HGPRT test using Aromatic Pyrolysis Oil. Project No. 2081. Rédigé par le Gulf Life Sciences Center, Pittsburgh (PA), pour le compte de Gulf Oil Chemicals Co., Houston (TX). [cité dans USEPA, 2005].

Patterson, L., Pimblett, B. 2007. Wabamun: A large scale spill response in a prairie lake [en ligne]. Surrey (C.-B.) : Compagnie des chemins de fer nationaux du Canada. *In*: Managing Environmental Impacts of Linear Corridors and Intrastructure, November 7-8, 2007, Revelstoke, British Columbia. [consulté le 16 juin 2010]. Accès : http://www.transwildalliance.org/resources/2008725133021.pdf

Peakall, D.B., Hallet, D.J., Bend, J.R., Foureman, G.L., Miller, D.S. 1982. Toxicity of Prudhoe Bay crude oil and its aromatic fractions to nestling herring gulls. *Environ. Res.* 27:206-215.

[PETROTOX] [modèle d'évaluation]. 2009. Version 3.04. Bruxelles (Belgique) : Organisation européenne des compagnies pétrolières pour l'environnement, la santé et la sécurité (CONCAWE). Accès : http://www.concawe.be/Content/Default.asp?PageID=241

Potter, T., Simmons, K. 1998. Composition of Petroleum Mixtures. Vol 2. Total Petroleum Hydrocarbon Criteria Working Group Series, Association for Environmental Health and Sciences

Foundation. Amherst (MA) : Amherst Scientific Publishers. 109 p. Accès : http://www.aehsfoundation.org/publications.aspx

Rashid, M.A. 1974. Degradation of Bunker C oil under different coastal environments of Chedabucto Bay, Nova Scotia. *Estuar. Coast. Mar. Sci.* 2:137-144.

Reimer, A.A. 1975. Effects of crude oils on corals. *Mar. Pollut. Bull.* 6(3):39-43. [cité dans CONCAWE, 1998].

[RMRI] Risk Management Research Institute Canada Inc. 2007. Quantitative Assessment of Oil Spill Risk for the South Coast of Newfoundland and Labrador. Rapport préliminaire. St. John's (T.-N.-L.) : Transports Canada. Report No.: Ref. CAN/0179/R003.

Rossi, S.S., Anderson, J.W., Ward, G.S. 1976. Toxicity of water-soluble fractions of four oils for the polychaetous annelids *Neanthes arenaceodentata* and *Capitella capitata*. *Environ. Pollut.* 10:9-18.

Rossi, S.S., Neff, J.M. 1978. Toxicity of polynuclear aromatic hydrocarbons to the polychaete *Neanthes arenaceodentata*. *Mar. Pollut. Bull.* 9(8):220-223.

Saco-Alvarez, L., Bellas, J., Nieto, O., Bayona, J.M., Albaiges, J., Beiras, R. 2008. Toxicity and phototoxicity of water-accommodated fraction obtained from Prestige fuel oil and Marine fuel oil evaluated by marine bioassays. *Sci. Total Environ.* 394:275-282.

Salem, H., Katz, S.A. (éd.) 2006. Inhalation toxicology. 2e éd. Boca Raton (FL) : CRC Press, Taylor & Francis Group.

Schultz, T.W., Witschi, H., Smith, L.H., Haschek, W.M., Holland, J.M., Epler, J.L., Fry, R.J.M., Rao, T.K., Larimer, F.W., Dumont, J.M. 1981. Health effects research in oil shale development. Oak Ridge National Laboratory report no. ORNL/TM-8034. Oak Ridge (TN) : Oak Ridge National Laboratory. [cité dans ATSDR, 1995].

Schwartz, J.A., Aldridge, B.M., Lasley, B.L., Snyder, P.W., Stott, J.L., Mohr, F.C. 2004a. Chronic fuel oil toxicity in American mink (*Mustela vison*): systemic and hematological effects of ingestion of a low-concentration of bunker C fuel oil. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 200:146-158.

Schwartz, J.A., Aldridge, B.M., Lasley, B.L., Snyder, P.W., Stott, J.L., Mohr, F.C. 2004b. Immunophenotypic and functional effects of bunker C fuel oil on the immune system of American mink (*Mustela vison*). *Vet. Immunol. Immunopathol.* 101:179-190.

[SENES] SENES Consultants Limited. 2009. Review of current and proposed regulatory and non-regulatory management tools pertaining to selected petroleum substances under the Chemicals Management Plan. Richmond Hill, Ottawa (Ont.) : Santé Canada, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs.

Shell. 1997a. Heavy fuel oil: Acute toxicity of water accommodated fractions to *Oncorhynchus mykiss*. Report OP.97.47002. Thornton (Royaume-Uni) : Shell Research and Technology Centre. [cité dans API, 2004].

Shell. 1997b. Light fuel oil: Acute toxicity of water accomodated fractions to *Oncorhynchus mykiss*. Study OP.97.47001. (Royaume-Uni) : Shell Research and Technology Centre. [cité dans API, 2004].

Shell. 1997c. Heavy fuel oil: Acute toxicity of water accommodated fractions to *Daphnia magna*. Report OP.97.47002. Thornton (Royaume-Uni) : Shell Research and Technology Centre. [cité dans API, 2004].

Shell. 1997d. Light fuel oil: Acute toxicity of water accomodated fractions to *Daphnia magna*. Study OP.97.47001. Thornton (Royaume-Uni) : Shell Research and Technology Centre. [cité dans API, 2004].

Shell. 1997e. Heavy fuel oil: Acute toxicity of water accommodated fractions to *Raphidocelis subcapitata*. Study OP.97.47002. Thornton (Royaume-Uni) : Shell Research and Technology Centre. [cité dans API, 2004].

Shell. 1997f. Light fuel oil: Acute toxicity of water accommodated fractions to *Raphidocelis subcapitata*. Report OP.97.47001. Thornton (Royaume-Uni) : Shell Research and Technology Centre. [cité dans API, 2004].

Simpson, B.J. 2005. Analysis of petroleum hydrocarbon streams on the Health Canada CEPA/DSL Draft Maximal List. Rapport présenté à l'Institut canadien des produits pétroliers. Calgary (Alb.) : Institut canadien des produits pétroliers.

Smith, C.L., MacIntyre, W.G. 1971. Initial aging of fuel oil films of sea water. Proceedings of the Joint Conference on Prevention and Control of Oil Spills, du 15 au 17 juin, Washington (DC).

Smith, E.S. 1976. Wildlife mortality assessment survey, St. Lawrence River 1976 oil spill. [s.l.] (NY) : New York State Department of Environmental Conservation.

Sprague, J.B., Carson, W.G. 1970. Toxicity tests with oil dispersants in connection with oil spill at Chedabucto Bay, Nova Scotia. [s.l.] : Conseil de recherches sur les pêcheries du Canada. Rapport technique n° 201.

Statistique Canada. 2005-2009. Approvisionnement et utilisation des produits pétroliers raffinés au Canada [en ligne]. Ottawa (Ont.) : Statistique Canada. N° 45-004-X au catalogue. [consulté le 16 juillet 2010]. Accès : http://www5.statcan.gc.ca/bsolc/olc-cel/olc-cel?catno=45-004-X&chropg=1&lang=fra

Statistique Canada. 2007. Consommation de mazout lourd au Canada [en ligne]. Ottawa (Ont.) : Statistique Canada. N° 11-621-MIF au catalogue – N° 062. [consulté le 16 juillet 2010]. Accès : http://www.statcan.gc.ca/pub/11-621-m/11-621-m2007062-fra.htm

Statistique Canada. 2009. Approvisionnement et utilisation des produits pétroliers raffinés au Canada [en ligne]. Ottawa (Ont.) : Statistique Canada. N° 45-004-X au catalogue. [consulté le 16 juillet 2010]. Accès : http://www.statcan.gc.ca/pub/45-004-x/45-004-x2009012-fra.htm

Statistique Canada. 2010. Bulletin sur la disponibilité et écoulement d'énergie au Canada [en ligne]. Ottawa (Ont.) : Statistique Canada. N° 57-003-X au catalogue. [consulté le 16 juillet 2010]. Accès : http://publications.gc.ca/collections/collection_2010/statcan/57-003-X/57-003-x2008000-fra.pdf

Strobel, C.J., Brenowitz, A.H. 1981. Effects of bunker C oil on juvenile horseshoe crabs (*Limulus polyphemus*). *Estuarine Res. Fed.* 4(2):157-159.

Szaro, R.C. 1979. Bunker C fuel oil reduces mallard egg hatchability. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 22:731-732.

Tagatz, M.E. 1961. Reduced oxygen tolerance and toxicity of petroleum products to juvenile American shad. *Chesapeake Sci.* 2:65-71.

Tatem, H.E., Cox, B.A., Anderson, J.W. 1978. The toxicity of oils and petroleum hydrocarbons to estuarine crustaceans. *Estuar. Coast. Mar. Sci.* 6:365-373.

Thomas, M.L.H. 1973. Effects of bunker C oil on intertidal and lagoonal biota in Chedabucto Bay, Nova Scotia. *J. Off. Rech. Pêch. Can.* 30:83-90.

Thomas, M.L.H. 1978. Comparison of oiled and unoiled intertidal communities in Chedabucto Bay, Nova Scotia. *J. Off. Rech. Pêch. Can.* 35:707-716.

[TOPKAT] Toxicity Prediction by Komputer Assisted Technology [en ligne]. 2004. Version 6.1. San Diego (CA) : Accelrys Software Inc.

[UBTL] Utah Biomedical Test Laboratory, Inc. 1987. 28 day dermal toxicity study in rats on Watson Heavy Fuel Oil, Report No. ATX-86-0008. Salt Lake City (UT) : Utah Biomedical Test Laboratory Inc. [cité dans API, 2004].

[UBTL] Utah Biomedical Test Laboratory, Inc. 1988. Twenty-eight (28) day dermal toxicity study in rats on test article F-92-01, Report No. ATX-86-0090. Salt Lake City (UT) : Utah Biomedical Test Laboratory Inc.

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2005. Appendix II. Robust Summaries of Studies Used to Characterize the Fuel Oils Category. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, High Production Volume Chemical Program. Accès : http://www.epa.gov/hpv/pubs/summaries/fueloils/c13435rr3.pdf

[USEPA] Environmental Protection Agency des États-Unis. 2008. AP 42. 5^{e} éd., vol. 1, chap. 5 : Petroleum industry. Section 5.2. Transportation and marketing of petroleum liquids. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis. Accès : http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch05/final/c05s02.pdf

Vandermeulen, J.H. 1977. The Chedabucto Bay spill – *Arrow*, 1970. *Oceanus* 20(4):31-39.

Vandermeulen, J.H., Foda, A., Stuttard, C. 1985. Toxicity vs mutagenicity of some crude oils, distillates, and their water soluble fractions. *Water Res.* 19(10):1283-1289. [cité dans CIRC, 1989a].

Vandermeulen, J.H., Gordon, D.C. 1976. Reentry of 5-year-old stranded bunker C fuel oil from a low-energy beach into the water, sediments, and biota of Chedabucto Bay, Nova Scotia. *J. Off. Rech. Pêch. Can.* 33:2002-2010.

Vandermeulen, J.H., Lee, R.W. 1986. Lack of mutagenic activity of crude and refined oils in the unicellular alga *Chlamydomonas reinhardtii*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 36:250-253. [cité dans CIRC, 1989a].

Walker, J.D., Petrakis, L., Colwell, R.R. 1976. Comparison of the biodegradability of crude and fuel oils. *Rev. Can. Microbiol.* 22:598-602.

Wang, Z., Fingas, M., Landriault, M., Sigouin, L., Grenon, S., Zhang, D. 1999. Source identification of an unknown spilled oil from Quebec (1998) by unique biomarkers and diagnostic ratios of "source-specific marker" compounds. *Environ. Tech.* 20(8):851-862.

Warner, R.F. 1969. Environmental effects of oil pollution in Canada: an evaluation of problems and research needs. Service canadien de la faune, rapport manuscrit n° 645, p. 16-17. [cité dans Engelhardt, 1983].

Weinstein, J.E., Oris, J.T. 1999. Humic acids reduce the bioaccumulation and photoinduced toxicity of fluoranthene to fish. *Environ. Toxicol. Chem.* 18(9):2087-2094.

Wernick, B.G., deBruyn, A.M.H., Patterson, L., Chapman, P.M. 2009. Effects of an oil spill on the regrowth of emergent vegetation in a northern Alberta lake. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 57:697-706.

Wicksten, M.K. 1984. Survival of sea anemones in Bunker C fuel. *Mar. Pollut. Bull.* 15(1):28-33.

Wiese, F.K., Robertson, G.J. 2004. Assessing seabird mortality from chronic oil discharges at sea. *J. Wildl. Manage.* 68(3):627-638.

Wootton, T.A., Grau, C.R., Roudybush, T.E., Hahs, M.E., Hirsch, K.V. 1979. Reproductive response of quail to Bunker C oil fraction. *Environ. Contam. Toxicol.* 8(4):457-463.

Zajic, J.E., Supplisson, B., Volesky, B. 1974. Bacterial degradation and emulsification of no. 6 fuel oil. *Environ. Sci. Tech.* 8(7):664-668.

Annexe A : Groupes de substances pétrolières

Tableau A-1. Description des neuf groupes de substances pétrolières

Groupe[a]	Description	Exemple
Pétrole brut	Combinaisons complexes d'hydrocarbures aliphatiques et aromatiques et de petites quantités de composés inorganiques, présentes naturellement sous la surface terrestre ou le plancher océanique	Pétrole brut
Gaz de pétrole et de raffinerie	Combinaisons complexes d'hydrocarbures légers comportant principalement de 1 à 5 atomes de carbone	Propane
Naphtes à faible point d'ébullition	Combinaisons complexes d'hydrocarbures comportant principalement de 4 à 12 atomes de carbone	Essence
Gazoles	Combinaisons complexes d'hydrocarbures comportant principalement de 9 à 25 atomes de carbone	Carburant diesel
Mazouts lourds	Combinaisons complexes d'hydrocarbures lourds comportant principalement de 20 à 50 atomes de carbone	Fuel-oil n° 6
Huiles de base	Combinaisons complexes d'hydrocarbures comportant principalement de 15 à 50 atomes de carbone	Huiles lubrifiantes
Extraits aromatiques	Combinaisons complexes d'hydrocarbures principalement aromatiques comportant de 15 à 50 atomes de carbone	Matières de base pour la production de benzène
Paraffines, gatsh et pétrolatum	Combinaisons complexes d'hydrocarbures principalement aliphatiques comportant de 12 à 85 atomes de carbone	Pétrolatum
Bitume ou résidus sous vide	Combinaisons complexes d'hydrocarbures lourds comportant plus de 25 atomes de carbone	Asphalte

[a] Groupes fondés sur les classifications élaborées par le CONCAWE et sur un rapport demandé par l'Institut canadien des produits pétroliers (Simpson, 2005).

Annexe B : Tableaux de données sur les propriétés physiques et chimiques du fuel-oil n° 4, du fuel-oil n° 6 et du fuel-oil résiduel

Tableau B-1. Tableau A2.1 : Propriétés physiques et chimiques des structures représentatives du fuel-oil n° 4, du fuel-oil résiduel et du fuel-oil n° 6[a]

Alcanes

Nom chimique (n° CAS)	Mazout lourd représenté	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)[b]
C_{12} dodécane (112-40-3)	68476-31-3	216,3 (expérim.)	-9,6 (expérim.)	18,0 (expérim.)
C_{15} pentadécane (629-62-9)	68476-31-3 68553-00-4 68476-33-5	271 (expérim.)	9,9 (expérim.)	0,5 (expérim.)
C_{20} éicosane (112-95-8)	68476-31-3 68553-00-4 68476-33-5	343 (expérim.)	37 (expérim.)	$6,2 \times 10^{-4}$ (expérim.)
C_{30} triacontane	68476-31-3 68553-00-4 68476-33-5	450 (expérim.)	65,8 (expérim.)	$3,6 \times 10^{-9}$ (expérim.)
C_{50}	68476-31-3 68553-00-4 68476-33-5	548 (expérim.)	87 (expérim.)	2×10^{-7}

Isoalcanes

Nom chimique (n° CAS)	Mazout lourd représenté	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)[b]
C_{12} 2,3-diméthyl décane (17312-44-6)	–	181,4	-43	165,0
C_{15} 2-méthyltétra-décane (1560-95-8)	68476-31-3 68553-00-4 68476-33-5	250	1,5	5,8
C_{20} 3-méthyl	68476-31-3 68553-00-4	326	40,0	0,1

Nom chimique (n° CAS)	Mazout lourd représenté	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)[b]
nonadécane (6418-45-7)	68476-33-5			
C_{30} Hexaméthylté-tracosane (111-01-3)	68476-31-3 68553-00-4 68476-33-5	408	75,0	0,04
C_{50}	-	675,5	294,6	$5,1\times10^{-10}$

Cycloalcanes monocycliques

Nom chimique (n° CAS)	Mazout lourd représenté	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)[b]
C_{12} *n*-hexylcyclo hexane (4292-75-5)	–	224 (expérim.)	-43 (expérim.)	15,2 (expérim.)
C_{15} nonylcyclo-hexane (2883-02-5)	68476-31-3 68553-00-4 68476-33-5	282 (expérim.)	-10 (expérim.)	0,3 (expérim.)
C_{20} tétradécyl-cyclohexane (1795-18-2)	68476-31-3 68553-00-4 68476-33-5	360 (expérim.)	24 (expérim.)	0,02
C_{30} 1,5-diméthyl-1-(3,7,11,15-tétraméthyl octadécyl) cyclohexane	68476-31-3 68553-00-4 68476-33-5	421	103	$1,5 \times 10^{-4}$
C_{50}	68553-00-4	674	294	$5,6 \times 10^{-13}$

Cycloalcanes bicycliques

Nom chimique (n° CAS)	Mazout lourd représenté	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)[b]
C_{12} dicyclohexyl (92-51-3)	68476-31-3 68553-00-4 68476-33-5	238 (expérim.)	4 (expérim.)	14,4 (expérim.)

Nom chimique (n° CAS)	Mazout lourd représenté	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)[b]
C_{15} pentamethyl-décaline (91-17-8)	68476-31-3 68553-00-4 68476-33-5	187,3 (expérim.)	-30,3 (expérim.)	163 (expérim.)
C_{20} 2,4-diméthyle octyl-2-décaline	68476-31-3 68553-00-4 68476-33-5	324	41	0,1
C_{30} 2,4,6,10,14 pentaméthyl dodécyl-2-décaline	68476-31-3 68553-00-4 68476-33-5	420	106	0,0001
C_{50}	68553-00-4	664	289	$1,2 \times 10^{-18}$

Polycycloalcanes

Nom chimique (n° CAS)	Mazout lourd représenté	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)[b]
C_{14} Hydrophénanthrène	68476-31-3 68553-00-4 68476-33-5	255	21	4,5
C_{18} Hydrochrysène	68476-31-3 68553-00-4 68476-33-5	353 (expérim.)	115 (expérim.)	0,004
C_{22} hydropicène	68476-31-3 68553-00-4 68476-33-5	365	108	0,003

Substances aromatiques monocycliques

Nom chimique (n° CAS)	Mazout lourd représenté	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)[b]
C_{12} 1,2,3-triéthyl benzène (42205-08-3)	68476-31-3 68553-00-4 68476-33-5	230	11,9	10,6
C_{15} 2-nonyl benzène	68476-31-3 68553-00-4 68476-33-5	281 (expérim.)	-24 (expérim.)	0,8 (expérim.)

Nom chimique (n° CAS)	Mazout lourd représenté	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)[b]
(1081-77-2)				
C_{20} tétradécyl benzène (1459-10-5)	68476-31-3 68553-00-4 68476-33-5	359 (expérim.)	16 (expérim.)	0,004 (expérim.)
C_{20} 1-benzyl-4,8-diméthyl-dodécane	68476-31-3 68553-00-4 68476-33-5	334,6	49,2	0,02
C_{30} 1-benzyl 4,8,12,16 tétraméthyl éicosane	68476-31-3 68553-00-4 68476-33-5	437	131	$1,2 \times 10^{-5}$
C_{50}	68553-00-4	697	305	2×10^{14}

Cycloalcanes monoaromatiques

Nom chimique (n° CAS)	Mazout lourd représenté	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)[b]
C_{15} méthyloctahydrophénanthrène	68476-31-3 68553-00-4 68476-33-5	267	28	2,3
C_{20} ethyl-dodécahydro-chyrsène	68476-31-3 68553-00-4 68476-33-5	338	82	0,02

Substances aromatiques bicycliques

Nom chimique (n° CAS)	Mazout lourd représenté	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)[b]
C_{15} 4-isopropylbiphényle (7116-95-2)	68476-31-3 68553-00-4 68476-33-5	309	44	0,1
C_{20} 2-isodécylnaphthalène	68476-31-3 68553-00-4 68476-33-5	366	99	0,001
C_{30} 2-(4,8,14,18-	68476-31-3 68553-00-4	468	171	7×10^{-7}

tétraméthylhexadécyl)naphtalène	68476-33-5			
C_{50}	68553-00-4	722	316	3×10^{-15}

Cycloalcanes diaromatiques

Nom chimique (n° CAS)	Mazout lourd représenté	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)[b]
C_{12} acénaphtène (83-32-9)	68476-31-3 68553-00-4 68476-33-5	279 (expérim.)	93,4 (expérim.)	0,3 (expérim.)
C_{15} éthylfluorène	68476-31-3 68553-00-4 68476-33-5	338	95	0,007
C_{20} isoheptyl fluorène	68476-31-3 68553-00-4 68476-33-5	381	126	0,0003

Substances aromatiques tricycliques

Nom chimique (n° CAS)	Mazout lourd représenté	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)[b]
C_{15} 2-méthylphénanthrène (2531-84-2)	68476-31-3 68553-00-4 68476-33-5	155-160 (expérim.)	57-59 (expérim.)	0,009
C_{20} 2-isohexylphénanthrène	68476-31-3 68553-00-4 68476-33-5	331	67	0,04
C_{30} 2-(2,4,10-triméthyl tridécyl) phénanthrène	68476-31-3 68553-00-4 68476-33-5	493	191,6	1×10^{-7}
C_{50}	68553-00-4	746	327,5	$4,87 \times 10^{-16}$

Substances aromatiques à quatre cycles

Nom chimique (n° CAS)	Mazout lourd représenté	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)[b]
C_{16} fluoranthène	68476-31-3 68553-00-4 68476-33-5	384 (expérim.)	107,8 (expérim.)	1×10^{-3} (expérim.)
C_{20} Benzo[*k*]fluoranthène	68476-31-3 68553-00-4 68476-33-5	480 (expérim.)	217 (expérim.)	1×10^{-7} (expérim.)

HAP à cinq cycles

Nom chimique (n° CAS)	Mazout lourd représenté	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)[b]
C_{20} benzo[*a*]pyrène (50-32-8)	68476-31-3 68553-00-4 68476-33-5	495 (expérim.)	177 (expérim.)	7×10^{-7}
C_{30} diméthyloctyl-benzo[*a*]pyrène	68476-31-3 68553-00-4 68476-33-5	545	231	2×10^{-9}

Substances aromatiques à six cycles

Nom chimique (n° CAS)	Mazout lourd représenté	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Pression de vapeur (Pa)[b]
C_{22} Benzo[*ghi*]pérylène 191-24-2	68476-31-3 68553-00-4 68476-33-5	Plus de 500 (expérim.)	278 (expérim.)	1×10^{-8} (expérim.)

Tableau B-1. Propriétés physiques et chimiques des structures représentatives des mazouts lourds[a] (suite)

Alcanes

Nom chimique (n° CAS)	Constante de la loi de Henry (Pa*m^3/mol)	Log K_{oe}	Log K_{co}	Solubilité aqueuse (mg/L)[d]
C_{12} dodécane (112-40-3)	$8,3 \times 10^5$ (expérim.)	6,1 (expérim.)	5,3	0,004 (expérim.)
C_{15}	$1,3 \times 10^6$	7,7	6,7	8×10^{-5}

pentadécane (629-62-9)	(expérim.)			(expérim.)
C_{20} éicosane (112-95-8)	$2,2 \times 10^{7}$	10	8,8	0,02 (expérim.)
C_{30} triacontane	$6,8 \times 10^{8}$	15,1	13,0	$8,6 \times 10^{-11}$
C_{50}	$3,6 \times 10^{10}$	25	21,6	$2,6 \times 10^{-21}$

Isoalcanes

Nom chimique (n° CAS)	**Constante de la loi de Henry (Pa*m^3/mol)^c**	**Log K_{oe}**	**Log K_{co}**	**Solubilité aqueuse (mg/L)^d**
C_{12} 2,3-diméthyldécane (17312-44-6)	2×10^{6}	6,1	5,3	0,1
C_{15} 2-méthyltétradécane (1560-95-8)	$4,6 \times 10^{6}$	7,6	6,6	0,003
C_{20} 3-méthyl nonadécane (6418-45-7)	$2,6 \times 10^{-21}$	10,1	8,8	1×10^{-5}
C_{30} hexaméthyltétracosane (111-01-3)	2×10^{9}	14,6	12,7	2×10^{-10}
C_{50}	$1,5 \times 10^{10}$	25	21,5	6×10^{-21}

Cycloalcanes monocycliques

Nom chimique (n° CAS)	**Constante de la loi de Henry (Pa*m^3/mol)^c**	**Log K_{oe}**	**Log K_{co}**	**Solubilité aqueuse (mg/L)^d**
C_{12} *n*-heptylcyclopentane	$1,9 \times 10^{5}$	6,1	5,3	0,1
C_{15} nonylcyclohexane (2883-02-5)	$5,3 \times 10^{5}$	7,5	6,5	0,005
C_{20}	3×16^{9}	10,0	8,7	$1,7 \times 10^{-6}$

tétradécyl cyclohexane (1795-18-2)				
C_{30} 1,5-diméthyl-1-(3,7,11,15-tétraméthyl octadécyl) cyclohexane	$2,9 \times 10^{8}$	14,5	12,5	$4,2 \times 10^{-7}$
C_{50}	2×10^{11}	24,4	21,2	$1,4 \times 10^{-20}$

Cycloalcanes bicycliques

Nom chimique (n° CAS)	Constante de la loi de Henry (Pa*m^3/mol)[c]	Log K_{oe}	Log K_{co}	Solubilité aqueuse (mg/L)[d]
C_{12} dicyclohexyl (92-51-3)	$2,6 \times 10^{4}$	5,9	5,1	0,2
C_{15} pentaméthyldécaline (91-17-8)	$4,8 \times 10^{4}$ (expérim.)	4,2	3,7 (expérim.)	0,9 (expérim.)
C_{20} 2,4-diméthyloctyl-2-décaline	$7,2 \times 10^{5}$	8,9	7,7	$1,2 \times 10^{-4}$
C_{30} 2,4,6,10,14-pentaméthyldodécyl-2-décaline	$3,9 \times 10^{7}$	13,6	11,8	$1,7 \times 10^{-9}$
C_{50}	$5,7 \times 10^{10}$	23,2	20,2	$1,4 \times 10^{-19}$

Polycycloalcanes

Nom chimique (n° CAS)	Constante de la loi de Henry (Pa*m^3/mol)[c]	Log K_{oe}	Log K_{co}	Solubilité aqueuse (mg/L)[d]
C_{14} hydrophénanthrène	8 590	5,2	4,5	0,5
C_{18} Hydrochrysène	5 680	6,2	5,4	0,01
C_{22} hydropicène	3 750	7,3	6,3	0,002

Substances aromatiques monocycliques

Nom chimique (n° CAS)	Constante de la loi de Henry (Pa*m^3/mol)[c]	Log K_{oe}	Log K_{co}	Solubilité aqueuse (mg/L)[d]
C_{12} 1,2,4-triéthylbenzène (877-44-1)	2 480	5,1	4,4	2,9
C_{15} 2-nonylbenzène (1081-77-2)	1×10^{-4}	7,1 (expérim.)	6,1	0,03
C_{20} tétradécylbenzène	$5,7 \times 10^{4}$	10 (expérim.)	8,6	5×10^{-5}
C_{20} 1-benzyl-4,8-diméthyl-dodécane	$8,2 \times 10^{4}$	8,8	7,6	$5,5 \times 10^{-4}$
C_{30} 1-benzyl 4,8,12,16 tétraméthyl éicosane	$3,8 \times 10^{6}$	13,5	12,0	7×10^{-9}
C_{50}	1×10^{9}	23,8	21,0	2×10^{-19}

Cycloalcanes monoaromatiques

Nom chimique (n° CAS)	Constante de la loi de Henry (Pa*m^3/mol)[c]	Log K_{oe}	Log K_{co}	Solubilité aqueuse (mg/L)[d]
C_{15} méthyloctahydrophénanthrène	$1,5 \times 10^{4}$	5,6	4,9	0,2
C_{20} éthyl-dodécahydro-chrysène	$1,4 \times 10^{4}$	7,1	6,2	0,004

Substances aromatiques bicycliques

Nom chimique (n° CAS)	Constante de la loi de Henry (Pa*m^3/mol)[c]	Log K_{oe}	Log K_{co}	Solubilité aqueuse (mg/L)[d]
C_{15} 4-isopropylbiphényle	98,7	5,5 (expérim.)	4,8	0,9
C_{20} 2-isodécylnaphthalène	1 190	8,1	7,0	0,002

C_{30} 2-(4,8,14,18-tétraméthylhexadécyl)naphtalène	$5,4 \times 10^{4}$	12,8	11,1	3×10^{-8}
C_{50}	$8,6 \times 10^{6}$	23,2	20,2	7×10^{-19}

Cycloalcanes diaromatiques

Nom chimique (n° CAS)	**Constante de la loi de Henry (Pa*m^3/mol)^c**	**Log K_{oe}**	**Log K_{co}**	**Solubilité aqueuse (mg/L)^d**
C_{12} acénaphtène (83-32-9)	18,6 (expérim.)	3,9 (expérim.)	3,6 (expérim.)	3,9 (expérim.)
C_{15} éthylfluorène	5,6	5,1	4,4	0,2
C_{20} iso-heptyl fluorène	32,7	7,5	6,5	0,0006

Substances aromatiques tricycliques

Nom chimique (n° CAS)	**Constante de la loi de Henry (Pa*m^3/mol)^c**	**Log K_{oe}**	**Log K_{co}**	**Solubilité aqueuse (mg/L)^d**
C_{15} 2-méthylphénanthrène (2531-84-2)	2,8	4,9 (expérim.)	4,2	0,3 (expérim.)
C_{20} 2-isohexylphénanthrène	$9,9 \times 10^{4}$	8,0	7,0	7×10^{-4}
C_{30} 2-(2,4,10-triméthyltridécyl) phénanthrène	942	12	10	1×10^{-8}
C_{50}	$3,1 \times 10^{5}$	23,0	19,3	$3,5 \times 10^{-19}$

Substances aromatiques à quatre cycles

Nom chimique (n° CAS)	Constante de la loi de Henry (Pa*m^3/mol)[c]	Log K_{oe}	Log K_{co}	Solubilité aqueuse (mg/L)[d]
C_{16} fluoranthène (206-44-0)	0,9 (expérim.)	5,2 (expérim.)	4,8 (expérim.)	0,26 (expérim.)
C_{20} benzo[*k*]fluoranthène	0,06 (expérim.)	6,1 (expérim.)	5,6 (expérim.)	0,0008 (expérim.)

HAP à cinq cycles

Nom chimique (n° CAS)	Constante de la loi de Henry (Pa*m^3/mol)[c]	Log K_{oe}	Log K_{co}	Solubilité aqueuse (mg/L)[d]
C_{20} benzo[*a*]pyrène (50-32-8)	0,05 (expérim.)	6,1 (expérim.)	6,0 (expérim.)	0,002 (expérim.)
C_{30} diméthyloctyl-benzo[*a*]pyrène	0,8	10,9	9,5	1×10^{-7}

Substances aromatiques à six cycles

Nom chimique (n° CAS)	Constante de la loi de Henry (Pa*m^3/mol)[c]	Log K_{oe}	Log K_{co}	Solubilité aqueuse (mg/L)[d]
C_{22} benzo[*g,h,i*]pérylène (191-24-2)	0,03 (expérim.)	6,6 (expérim.)	5,8	0,0003 (expérim.)

[a] Toutes les valeurs sont modélisées, sauf celles comportant la mention (expérim.), indiquant une valeur expérimentale.

[b] Il s'agit de la pression de vapeur maximale de la structure représentative; la pression de vapeur réelle comme composant d'un mélange sera plus faible, conformément à la loi de Raoult (la pression de vapeur totale d'un mélange idéal est proportionnelle à la somme des pressions de vapeur des fractions molaires de chaque composant). Les structures représentatives les plus légères comportant 12 atomes de carbone et les plus lourdes comportant 50 atomes de carbone ont été sélectionnées pour évaluer une gamme de pressions de vapeur de la valeur minimale à la valeur maximale.

[c] Les constantes de la loi de Henry pour les structures représentatives comportant de 20 à 30 atomes de carbone ont été calculées avec la version 3.10 du modèle HENRYWIN de EPI Suite (2008), en utilisant la solubilité et la pression de vapeur des liquides sous-refroidis. Les constantes de la loi de Henry pour les structures représentatives comportant 50 atomes de carbone n'ont pas été calculées, car aucune donnée n'était disponible sur la solubilité des

liquides sous-refroidis. Les données relatives à la solubilité ont donné des valeurs anormalement élevées pour les substances dont la solubilité et la volatilité sont négligeables.

[d] La solubilité maximale dans l'eau a été estimée pour chaque structure représentative d'après ses propriétés physiques et chimiques individuelles. La solubilité réelle dans l'eau d'un composant dans un mélange sera plus faible, étant donné que l'hydrosolubilité totale d'un mélange idéal est proportionnelle à la somme des valeurs de solubilité des fractions molaires de chaque composant individuel (Banerjee, 1984).

Annexe C : Production et transport du du fuel-oil n° 6, du fuel-oil n° 4 et du fuel-oil résiduel

Tableau C-1a. Approvisionnement et utilisation des mazouts lourds[a] au Canada en 2008 en milliers de mètres cubes (Statistique Canada, 2009)

–	Alberta	Ontario	Québec	Atlantique	Autres provinces et territoires	Canada
Production des raffineries	790,0	673,7	2 681,5	3 788,4	324,2	8 257,6[b]
Importations	0,0	60,8	316,0	869,6	521,0	1 767,4
Exportations	215,2	75,3	1 347,0	2 784,4	128,0	4 549,8[b]
Ventes intérieures	47,5	699,2	2 872,2	1 502,1	1 275,4	6 396,4

[a] Fuel-oil n° 4, fuel-oil n° 5, fuel-oil n° 6 et catégories de carburant à faible teneur en soufre pour les moteurs à vapeur et au diesel.
[b] Les chiffres étant arrondis, la somme ne correspond pas nécessairement au total indiqué.

Tableau C-1b. Production et importations de mazouts lourds[a] disponibles à la vente au Canada de 2006 à 2008 en milliers de mètres cubes (Environnement Canada, 2008, 2009, 2010)

Régions	2006	2007	2008[b]
Région de l'Atlantique	1 849	2 261	1 663
Québec	2 491	2 802	2 871
Ontario	1 285	1 228	841
Région de l'Ouest	1 086	1 275	1 257
Canada	**6 711**	**7 567[c]**	**6 632**

[a] Fuel-oil n° 4, fuel-oil n° 5, fuel-oil n° 6 et catégories de carburant à faible teneur en soufre pour les moteurs à vapeur et au diesel.
[b] Les écarts entre les données d'Environnement Canada (2010) et de Statistique Canada (2009) [tableau C-1a de l'annexe C] peuvent tenir à des différences dans les approches utilisées pour déterminer les volumes. Par exemple, les volumes déclarés à Environnement Canada reflètent principalement la production à diverses raffineries, tandis que Statistique Canada tient compte des stocks d'ouverture et de clôture ainsi que des transferts inter-produits (Environnement Canada, 2010).
[c] Les chiffres étant arrondis, la somme ne correspond pas nécessairement au total indiqué.

Tableau C-1c. Production et mouvement de fuel-oil n°4, de fuel-oil n° 5 et de fuel-oil n°6 au Canada de 2004 à 2008 en milliers de mètres cubes (Statistique Canada, 2005-2009)

	Production des raffineries	Importations	Exportations
2004	9 154	2 919	3 678
2005	8 670	2 740	3 668
2006	8 146	1 563	3 714
2007	8 617	1 938	4 317
2008	8 258	1 767	4 550

Tableau C-2. Utilisation des mazouts lourds[a] au Canada en 2008 (Statistique Canada, 2010)

Application	Milliers de mètres cubes	Part (%)
Consommation par les producteurs	503,1	7,1
Production d'électricité par les services publics	1 115,6	15,8
Production d'électricité par l'industrie	81,2	1,2
Production de vapeur	49,8	0,7
Variation des stocks, services publics et industrie	1 087,5	15,4
Utilisation non énergétique	0,0	0,0
Autre utilisation (production d'énergie)	4 237,4	59,9
Demande totale	**7 074,6**	**100,0**

[a] Fuel-oil n° 4, fuel-oil n° 5, fuel-oil n° 6 et catégories de carburant à faible teneur en soufre pour les moteurs à vapeur et au diesel.

Tableau C-3. Consommation de mazouts lourds[a] par secteur au Canada en 2008 (Statistique Canada, 2010)

Secteur	Milliers de mètres cubes	Part (%)
Fabrication	1 231,8	28,97
Transport maritime	1 538,2	36,17
Commercial et institutionnel	1 013,2	23,83
Exploitation minière, pétrolière et	246,0	5,79

gazière		
Administration publique	100,3	2,36
Agriculture	76,2	1,79
Foresterie, exploitation et soutien	26,7	0,63
Construction	3,0	0,07
Résidentiel[b]	16,9	0,40
Total	**4 252,3**	**100**

[a] Fuel-oil n° 4, fuel-oil n° 5, fuel-oil n° 6 et catégories de carburant à faible teneur en soufre pour les moteurs à vapeur et au diesel.
[b] Cette application devrait comprendre l'utilisation de mazouts lourds dans les systèmes de chauffage pour immeubles résidentiels à logements multiples (appareil de chauffage à air chaud ou chaudière).
Remarque : Il y a une petite différence statistique entre l'utilisation totale de mazouts lourds (4 252,3 mégalitres) indiquée ci-dessus et les 4 237,4 mégalitres indiqués dans le tableau C-2 de l'annexe C.

Tableau C-4. Volumes de rejets déclarés et extrapolés et nombre de déversements de mazout C au Canada de 2000 à 2009 (Environnement Canada, 2011a)

Année	Volume moyen des déverse-ments (litres)	Volume maximal par déversem ent (litres)	Volume médian des déverse-ments (litres)	Nombre de déverse-ments déclarés	% de déverse-ments dont le volume est inconnu	Volume total déversé connu (litres)	Volume total déversé extrapolé[a] (litres)
2009	12 592	98 000	636	16	43,8	113 330	162 834
2008	21 101	196 000	75	15	26,7	232 115	260 404
2007	27 000	222 460	200	27	22,2	566 995	609 428
2006	1 197	15 000	261	32	25	28 726	85 303
2005[b]	6 351	127 184	227	52	36,5	209 599	343 969
2004	7 523	98 000	182	39	30,8	203 131	287 997
2003	4 230	79 490	132	43	34,9	118 438	224 520
2002	2 325	60 000	227	58	27,6	97 662	210 815
2001	3 182	65 000	216	32	18,8	82 744	125 177
2000	2 083	27 822	95	25	28,0	37 491	86 995
–	–	–	–	–	**Volume total déversé**	**1 690 232**	**2 397 441**

[a] Le volume total extrapolé a été calculé à l'aide d'une estimation proportionnelle des déversements connus afin de déterminer la fréquence et le volume des déversements inconnus, en supposant que la distribution des rejets déclarés était représentative de tous les rejets.
[b] Ne comprend pas le déversement de 734 000 L en 2005 dans le lac Wabamun (Alberta).

Tableau C-5. Volume approximatif (en litres) des déversements de combustibles de soute C au Canada de 2000 à 2009 (Environnement Canada, 2011a)

Province	2000	2001	2002	2003	2004
Alberta	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
Colombie-Britannique	20	4 396	4 782	3 951	15
Ontario	s.o.	65 000	900	2 270	35 000
Québec	2 520	3 370	62 155	19 970	160 351
Nouveau-Brunswick	5 784	5 700	19 939	9 165	792
Nouvelle-Écosse	28 438	3 528	3 484	345	105
Île-du-Prince-Édouard	s.o.	14	2	568	s.o.
Terre-Neuve-et-Labrador	729	736	6 430	82 169	2 868
Nunavut	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
Territoires du Nord-Ouest	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	4 000
Total annuel[b]	**37 491**	**82 744**	**15 598**	**16 299**	**203 131**

Tableau C-5. Volume approximatif (en litres) des déversements de mazout C au Canada de 2000 à 2009 (Environnement Canada, 2011a) (suite)

Province	2005	2006	2007	2008	2009	Total
Alberta	s.o.[a]	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
Colombie-Britannique	8 259	76	s.o.	s.o.	s.o.	21 499
Ontario	25 185	1 200	s.o.	s.o.	5 200	134 755
Québec	1 277	16 552	433 728	223 449	s.o.	923 372
Nouveau-Brunswick	15 717	733	89	8 586	2 293	68 798
Nouvelle-Écosse	141 171	5 684	129 273	81	98 836	410 915
Île-du-Prince-Édouard	5 000	s.o.	1 095	s.o.	s.o.	6 678
Terre-Neuve-et-Labrador	12 991	4 182	2 787	s.o.	7 001	119 893
Nunavut	s.o.	300	s.o.	s.o.	s.o.	300
Territoires du Nord-Ouest	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	4 000
Total annuel[b]	**209 600**	**28 727**	**566 972**	**232 116**	**113 330**	–

s.o. : aucun déversement déclaré.

[b] Ne comprend pas le déversement de 734 000 L en 2005 dans le lac Wabamun (Alberta).

[b] Certains déversements n'ont pas été inclus dans ce tableau parce que la province où ils ont eu lieu n'était pas indiquée dans la base de données du NEMISIS.

Tableau C-6a. Nombre de déversements de mazout C[a] ayant eu des répercussions sur l'air, le sol, l'eau douce et l'eau salée au Canada (2000 à 2009) [Environnement Canada, 2011a]

	Air	Sol	Eau douce	Eau salée	Total
2000	0	10	1	8	19
2001	1	12	4	11	27
2002	1	21	6	20	47
2003	1	15	7	12	34
2004	0	10	7	15	32
2005	0	22	10	17	49
2006	0	21	5	7	33
2007	0	9	8	7	24
2008	0	7	4	5	16
2009	1	4	3	6	13
Total	**4**	**131**	**55**	**108**	–

[b] Ne comprend pas le déversement de 734 000 L en 2005 dans le lac Wabamun (Alberta).

Tableau C-7a. Sources des déversements de mazout C au Canada de 2000 à 2009 (Environnement Canada, 2011a)

Source	Nombre total de rejets	Volume total de rejets (litres)	Proportion du volume	Rejet moyen (litres)
Autre embarcation	43	416 759	0,25	14 371
Pipeline	13	333 431	0,20	33 343
Navire-citerne	9	323 523	0,19	40 440
Autre	46	156 374	0,09	4 739
Autres installations industrielles	44	133 540	0,08	3 257
Terminal maritime	16	132 093	0,08	12 008
Train	11	61 304	0,04	10 217
Camion-citerne	21	37 431	0,02	2 202
Raffinerie	23	31 904	0,02	1 679
Autres installations de stockage	22	28 945	0,02	1 809
Inconnue	36	9 294	0,01	774
Dépôt	7	6 550	0,00	936
Camion de transport	5	5 150	0,00	1 030
Barge	8	5 018	0,00	1 004
Vraquier	12	3 805	0,00	951
Usine chimique	2	2 270	0,00	2 270
Équipement électrique	7	1 274	0,00	182
Autres véhicules	6	1 129	0,00	282

Source	Nombre total de rejets	Volume total de rejets (litres)	Proportion du volume	Rejet moyen (litres)
automobiles				
Champ de production	4	418	0,00	139
Migration	2	20	0,00	20
Égouts municipaux	1	0	0,00	0
Station-service	1	0	0,00	0
Aéronefs	0	0	0,00	0
Usine municipale de traitement des eaux d'égout	0	0	0,00	0
Rémunération	**339**	**1 690 232**	**1,00**	**7 072**

Tableau C-7b. Causes des déversements de mazout C au Canada de 2000 à 2009 (Environnement Canada, 2011a)

Cause	Nombre total de rejets	Volume total de rejets (litres)	Proportion du volume	Rejet moyen (en litres)
Fuite sur un tuyau	74	644 515	0,38	10 742
Inconnue	72	414 993	0,25	11 216
Naufrage	5	222 860	0,13	111 430
Autre	47	141 964	0,08	4 302
Échouement	7	98 980	0,06	32 993
Débordement	35	61 692	0,04	2 056
Fuites de réservoirs hors sol	19	51 597	0,03	3 440
Fuite de valves ou de raccords	23	16 600	0,01	755
Fuite de conteneurs	21	11 267	0,01	751
Déchargement	18	10 174	0,01	1 130
Renversement	6	6 637	0,00	1 659
Dérèglement d'un processus	3	4 928	0,00	1 643
Fuites de réservoirs souterrains	2	2 880	0,00	2 880
Explosion d'un puits	2	500	0,00	250
Fuite du système de refroidissement	2	443	0,00	221
Déraillement	3	200	0,00	200
Total	**339**	**1 690 232**	**1,00**	**7 072**

Tableau C-7c. Raisons expliquant les déversements de mazout C au Canada de 2000 à 2009 (Environnement Canada, 2011a)

Raison	Nombre total de rejets	Volume total de rejets (litres)	Proportion du volume	Rejet moyen (en litres)
Inconnue	119	721 969	0,43	10 617
Défectuosité des matériaux	42	270 403	0,16	7 726
Erreur humaine	56	263 605	0,16	5 380
Autre	29	196 316	0,12	10 332
Incendie, explosion	1	98 000	0,06	98 000
Défaillance de l'équipement	65	77 178	0,05	1 642
Négligence	3	35 000	0,02	35 000
Raccords, joint	11	19 011	0,01	1 728
Dommages causés par l'équipement	4	5 520	0,00	1 840
Panne de courant	2	2 270	0,00	2 270
Corrosion	2	569	0,00	569
Défaut de soudure, des joints	1	190	0,00	190
Intention	2	182	0,00	182
Migration	2	20	0,00	20
Surcharge	0	0	0,00	0
Total	**339**	**1 690 232**	**1,00**	**7 072**

Annexe D : Processus de devenir des mazouts lourds dans l'environnement

Tableau D-1. Changements de concentration (% en poids) des composants du mazout lourd 6303 (mazout C; représentant le fuel-oil n° 6) après vieillissement climatique (Environnement Canada, 2010a)

Composant	Vieilli à 0 %	Vieilli à 2,5 %
Alcanes (saturés)	42,5	38,8
Aromatiques	29,0	26,9
Résines	15,5	16,6
Asphaltènes	13,0	17,7
Cires	2,5	2,7

Tableau D-2. Changements de concentration (µ/g) des composés organiques volatils du mazout lourd 6303 (mazout C; représentant le fuel-oil n° 6) après vieillissement climatique (Environnement Canada, 2010)

Composé organique volatil	Vieilli à 0 %	Vieilli à 2,5 %
Benzène	40	0
Toluène	136	0
Éthylbenzène	58	0
Xylène	396	0
C_3-benzènes	940	50
BTEX totaux	**630**	**0**
BTEX totaux et C_3-benzènes	**1 570**	**50**

Annexe E : Persistance et bioaccumulation

Tableau E-1. Une analyse des données de persistance des hydrocarbures pétroliers représentatives du fuel-oil n° 4, du fuel-oil n° 6 et du fuel-oil résiduel d'après Environnement Canada (2014)

Nombre d'atomes de carbone	C_{12}	C_{13}	C_{14}	C_{15}	C_{18}	C_{20}	C_{22}	C_{30}	C_{50}
n-alcanes	s.o.	s.o.	s.o.	–	–	–	s.o.	–	–
i-alcanes	–	–	s.o.	–	s.o.	–	s.o.	S, W, Sd	–
alcanes monocylciques	–	s.o.	s.o.	–	s.o.	–	s.o.	Sd	S, W, Sd
alcanes dicycliques	Sd	s.o.	s.o.	S, W, Sd	s.o.	S, W, Sd	s.o.	S, W, Sd	S, W, Sd
alcanes polycycliques	s.o.	s.o.	Sd	s.o.	S, W, Sd	s.o.	S, W, Sd	s.o.	s.o.
monoaromatiques	S, W, Sd	s.o.	s.o.	Sd	s.o.	–	s.o.	Sd	Sd
Cycloalcanes monoaromatiques	S, W, Sd	s.o.	s.o.	S, W, Sd	s.o.	S, W, Sd	s.o.	s.o.	s.o.
diaromatiques	S, W, Sd	s.o.	s.o.	S, W, Sd	s.o.	S, W, Sd	s.o.	S, W, Sd	S, W, Sd
Cycloalcanes diaromatiques	S, W, Sd	A	s.o.	–	s.o.	–	s.o.	s.o.	s.o.
Substances polyaromatiques tricycliques	A	s.o.	A, S,W ,Sd	–	s.o.	–	s.o.	S, W, Sd	S, W, Sd
Substances polyaromatiques à quatre cycles	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	A, S,W, Sd	S, W, Sd	s.o.	s.o.	s.o.
Substances polyaromatiques à cinq cycles	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	A, S,W, Sd	s.o.	S, W, Sd	s.o.
Substances polyaromatiques à six cycles	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	A, S,W, Sd	s.o.	s.o.

A – Demi-vie prévue dans l'air de deux jours ou plus
S – Demi-vie prévue dans le sol de six mois ou plus
W – Demi-vie prévue dans l'eau de six mois ou plus
Sd – Demi-vie prévue dans les sédiments de six mois ou plus
s.o. – sans objet Indique qu'aucun de ces nombres d'atomes de carbone n'existe au sein du groupe ou n'a été modélisé

– Indique que ces structures ne sont pas considérées comme pouvant persister longtemps dans l'air, le sol, l'eau ou les sédiments.

Tableau E-2. Une analyse des données expérimentales et modélisées de bioaccumulation des hydrocarbures pétroliers représentatives du fuel-oil n° 4, du fuel-oil n° 6 et du fuel-oil résiduel d'après Environnement Canada (2014)

Nombre d'atomes de carbone[a]	C_{12}	C_{13}	C_{14}	C_{15}	C_{18}	C_{20}	C_{22}	C_{25}
n-alcanes	–	–	–	–	–	–	s.o.	s.o.
i-alcanes	–	B	s.o.	B	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
monocycloalcanes	B	s.o.	s.o.	B	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
dicycloalcanes	B	–	s.o.	B	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
polycycloalcanes	s.o.	s.o.	B	s.o.	–	s.o.	B	s.o.
monoaromatiques	–	s.o.	s.o.	B	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
Cycloalcanes monoaromatiques	–	s.o.	s.o.	B	s.o.	B	s.o.	s.o.
Diaromatiques	B	B	–	–	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
Cycloalcanes diaromatiques	–	–	–	–	s.o.	B	s.o.	s.o.
Substances polyaromatiques tricycliques	–	s.o.	B	–	s.o.	B	s.o.	s.o.
Substances polyaromatiques à quatre cycles	s.o.	s.o.	s.o.	B	B	B	s.o.	s.o.
Substances polyaromatiques à cinq cycles	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	B	B	s.o.
Substances polyaromatiques à six cycles	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	B	s.o.

[a]Les structures comportant un nombre d'atomes de carbone supérieur à 25 ne devraient pas se bioaccumuler.
B – Caractère bioaccumulable très élevé prévu avec un FBC/FBA supérieur à 5 000
s.o. – sans objet Indique qu'aucun de ces nombres d'atomes de carbone n'existe au sein du groupe ou n'a été modélisé
– Indique que ces structures ne sont pas considérées comme étant très bioaccumulables.

Annexe F : Renseignements écotoxicologiques

Tableau F-1a. Toxicité du fuel-oil n° 6 pour les organismes aquatiques

Poissons

Organisme d'essai (nom commun)	Type d'essai	Commentaire	Valeur (mg/L)	Référence
Oncorhynchus kisutch (saumon coho)	CL_{50} aiguë après 96 h	DHE	4 800	Hebert et Kussat, 1972
Oncorhynchus kisutch (saumon coho)	CL_{50} aiguë après 96 h	DHE	> 10 000	Hebert et Kussat, 1972
Oncorhynchus kisutch (saumon coho)	CL_{50} aiguë après 96 h	DHE	7 500	Hebert et Kussat, 1972
Alosa sapidissma (alose savoureuse)	CL_{50} aiguë après 48 h	Non indiqué	2 417	Tagatz, 1961
Leptocottus armatus (chabot armé)	CL_{50} aiguë après 96 h	DHE	780	Hebert et Kussat, 1972
Leptocottus armatus (chabot armé)	CL_{50} aiguë après 96 h	DHE	5 600	Hebert et Kussat, 1972
Leptocottus armatus (chabot armé)	CL_{50} aiguë après 96 h	DHE	3 400	Hebert et Kussat, 1972
Salmo salar (saumon de l'Atlantique)	CL_{50} aiguë après 96 h	DHE	> 10 000	Sprague et Carson, 1970
Pseudopleuronectes americanus (plie rouge)	CL_{50} aiguë après 96 h	DHE	> 10 000	Sprague et Carson, 1970
Fundulus similis (fondule à long nez)	CL_{50} aiguë après 24 h	FSE[a]	3,8	Anderson *et al.*, 1974
Fundulus similis (fondule à long nez)	CL_{50} aiguë après 48 h	FSE[a]	2,27	Anderson *et al.*, 1974
Fundulus similis (fondule à long nez)	CL_{50} aiguë après 96 h	FSE[a]	1,69	Anderson *et al.*, 1974
Menidia menidia (prêtre capucette)	CL_{50} aiguë après 96 h	Non indiqué	130	Hollister *et al.*, 1980
Cyprinodon variegates (mené tête-de-mouton)	CL_{50} aiguë après 96 h	FSE[a]	4,7	Anderson *et al.*, 1974
Cyprinodon variegatus (mené	CL_{50} aiguë après 96 h	FSE[a]	4,4	Anderson *et al.*, 1974

Organisme d'essai (nom commun)	Type d'essai	Commentaire	Valeur (mg/L)	Référence
tête-de-mouton)				
Cyprinodon variegatus (mené tête-de-mouton)	CL_{50} aiguë après 96 h	FSE[a]	3,1	Anderson *et al.*, 1974
Menidia beryllina (capucette)	CL_{50} aiguë après 24 h	FSE[a]	3,6	Anderson *et al.*, 1974
Menidia beryllina (capucette)	CL_{50} aiguë après 48 h	FSE[a]	2,7	Anderson *et al.*, 1974
Menidia beryllina (capucette)	CL_{50} aiguë après 96 h	FSE[a]	1,9	Anderson *et al.*, 1974
Lepomis macrochirus, (crapet arlequin)	CL_{50} aiguë après 96 h	DHE	> 10 000	Mobil, 1987a

Invertébrés

Organisme d'essai (nom commun)	Type d'essai	Commentaire	Valeur (mg/L)	Référence
Daphnia magna (cladocère)	CE_{50} aiguë après 48 h (immobilisation)	FSE	4,14	MacLean et Doe, 1989
Daphnia magna (cladocère)	CL_{50} aiguë après 48 h	FSE	> 4,45	MacLean et Doe, 1989
Daphnia magna (cladocère)	EL_{50} aiguë après 48 h	DHE	> 10 000	Mobil, 1987b
Artemia salina (artémie)	CE_{50} aiguë après 48 h (immobilisation)	FSE	> 2,29	MacLean et Doe, 1989
Artemia salina (artémie)	CL_{50} aiguë après 48 h	FSE	> 2,29	MacLean et Doe, 1989
Acartia tonsa (copépode)	CL_{50} aiguë après 96 h	Non indiqué	5,1	Hollister *et al.*, 1980
Palaemonetes pugio (bouquet Mississippi)	DL_{50} aiguë après 24 h	FSE[a]	3,2	Anderson *et al.*, 1974
Palaemonetes pugio (bouquet Mississippi)	DL_{50} aiguë après 48 h	FSE[a]	2,8	Anderson *et al.*, 1974
Palaemonetes pugio (bouquet Mississippi)	DL_{50} aiguë après 96 h	FSE[a]	2,6	Anderson *et al.*, 1974
Palaemonetes pugio (bouquet Mississippi)	CL_{50} aiguë après 96 h	FSE– 1:9, mélange sur 20 h, dilutions en série, hydrocarbures	2,6 3,1 2,2	Tatem *et al.*, 1978

Organisme d'essai (nom commun)	Type d'essai	Commentaire	Valeur (mg/L)	Référence
		totaux dissous (en ppm) mesurés par spectrophotométrie infrarouge		
Penaeus aztecus (postlarves) (crevette brune)	CL_{50} aiguë après 24 h	FSE[a]	3,8	Anderson *et al.*, 1974
Penaeus aztecus (postlarves) (crevette brune)	CL_{50} aiguë après 48 h	FSE[a]	3,5	Anderson *et al.*, 1974
Penaeus aztecus (postlarves) (crevette brune)	CL_{50} aiguë après 96 h	FSE[a]	1,9	Anderson *et al.*, 1974
Limulus polyphemus (limules [jeunes])	7 jours (augmentation de la mortalité et mue retardée)		2,25	Strobel et Brenowitz, 1981
Mercenaria mercenaria (limules [jeunes])	CL_{50} aiguë après 48 h	Concentration de la FSE = 25,2 ± 1,7 ppm	1,0 (0,7 à 1,6) ppm	Byrne et Calder, 1977
Mercenaria mercenaria (limules [jeunes])	CL_{50} aiguë après 48 h	Concentration de la FSE = 25,2 ± 1,7 ppm	3,2 (2,3 à 4,5) ppm	Byrne et Calder, 1977
Mercenaria mercenaria (limules [jeunes])	CL_{50} après 6 jours	Concentration de la FSE = 25,2 ± 1,7 ppm	1,8 (1,0 à 2,6) ppm	Byrne et Calder, 1977
Mercenaria mercenaria (limules [jeunes])	CL_{50} après 10 jours	Concentration de la FSE = 25,2 ± 1,7 ppm	1,6 (1,1 à 2,2) ppm	Byrne et Calder, 1977
Mercenaria mercenaria (limules [jeunes])	essai d'inhibition de la croissance sur 6 jours CE_{50}	Concentration de la FSE = 25,2 ± 1,7 ppm	1,9 (1,6 à 2,1) ppm	Byrne et Calder, 1977
Mercenaria mercenaria (limules [jeunes])	essai d'inhibition de la croissance sur 10 jours CE_{50}	Concentration de la FSE = 25,2 ± 1,7 ppm	1,0 (0,49 à 2,04) ppm	Byrne et Calder, 1977

Organisme d'essai (nom commun)	Type d'essai	Commentaire	Valeur (mg/L)	Référence
Neanthes arenaceodentata (vers polychètes marins)	CL_{50} aiguë après 96 h	Non donné	3,6	Neff et Anderson, 1981
Neanthes arenaceodentata (vers polychètes marins)	CL_{50} aiguë après 24 h	FSE	> 6,3	Rossi *et al.*, 1976
Neanthes arenaceodentata (vers polychètes marins)	CL_{50} aiguë après 48 h	FSE	4,6	Rossi *et al.*, 1976
Neanthes arenaceodentata (vers polychètes marins)	CL_{50} aiguë après 96 h	FSE	3,6	Rossi *et al.*, 1976
Capitella capitata (ver marin)	CL_{50} aiguë après 24 h	FSE	> 6,3	Rossi *et al.*, 1976
Capitella capitata (ver marin)	CL_{50} aiguë après 48 h	FSE	1,1	Rossi *et al.*, 1976
Capitella capitata (ver marin)	CL_{50} aiguë après 96 h	FSE	0,9	Rossi *et al.*, 1976
Capitella capitata (ver marin)	CL_{50} aiguë après 96 h	Non indiqué	0,9	Neff et Anderson, 1981
Mysidopsis almyra (mysis effilé)	CL_{50} aiguë après 24 h	FSE	6,3	Anderson *et al.*, 1974

Algue

Organisme d'essai (nom commun)	Type d'essai	Commentaire	Valeur (mg/L)	Référence
Skeletonema costatum (diatomée)	CE_{50} aiguë après 96 h	Non donné	160	Hollister *et al.*, 1980
Pseudokirchneriella subcapitata (Selenastrum capricornutum) (algue verte)	CE_{50}	FSE – 1:8, mélange sur 16 heures, dilutions en série	Aucune inhibition – FSE à 100 % Stimulation – FSE à 0,1 %	Giddings *et al.*, 1980
(algue verte)	CE_{50} aiguë après 96 h	Matériel chauffé, propagation	> 5 000	Mobil, 1987c

Organisme d'essai (nom commun)	Type d'essai	Commentaire	Valeur (mg/L)	Référence
		dans un contenant, introduction dans l'eau		
Microsystus aeruginosa (algues bleu-vert)	CE_{50}	FSE – 1:8, mélange sur 16 heures, dilutions en série	Aucune inhibition – FSE à 100 % Stimulation – FSE à 0,1 %	Giddings *et al.*, 1980

Définitions :
CL_{50} – concentration d'une substance que l'on considère comme étant létale pour 50 % des organismes d'essai.
CE_{50} – concentration d'une substance que l'on considère comme ayant un effet déterminé sur 50 % des organismes d'essai.
FSE – fraction soluble dans l'eau.
DHE – dispersion d'huile dans l'eau.
EL_{50} : taux de charge d'une substance qu'on estime susceptible de causer un effet chez 50 % des organismes d'essai.
[a] FSE – 1:8, mélange sur 20 h, dilutions en série, CL_{50} d'après les hydrocarbures totaux dissous (en ppm) mesurés par spectrophotométrie infrarouge.

Tableau F-1b. Toxicité du fuel-oil résiduel léger et lourd (n° CAS 68476-33-5) pour les organismes aquatiques

Organisme d'essai et nom commun	Type de fuel-oil résiduel	Type d'essai/ paramètre	Commentaire	Valeur (mg/L)	Référence
Oncorhynchus mykiss truite arc-en-ciel	Lourd	LL_{50} aiguë après 96 h	Fraction adaptée à l'eau; semistatique	100 – 1 000	Shell, 1997a
Oncorhynchus mykiss truite arc-en-ciel	Léger	LL_{50} aiguë après 96 h	Fraction adaptée à l'eau	> 1 000	Shell, 1997b
Daphnia magna cladocère	Lourd	EL_{50} aiguë après 48 h (immobilisation) DSEO	Fraction adaptée à l'eau; statique	220 à 460 100 (immobilisation à 10 %)	Shell, 1997c
Daphnia magna cladocère	Léger	EL_{50} aiguë après 48 h (immobilisation)	Fraction adaptée à l'eau	> 1 000	Shell, 1997d
Raphidocelis subcapitata algue	Lourd	EL_{50} aiguë après 96 h (taux de croissance)	Fraction adaptée à l'eau	30 à 100	Shell, 1997e
	Léger	EL_{50} aiguë après 72 h (taux de croissance)	Fraction adaptée à l'eau	100 à 300	Shell, 1997f

Définitions :
LL_{50} – taux de charge d'une substance qu'on estime létale pour 50 % des organismes d'essai.
EL_{50} : taux de charge d'une substance qu'on estime susceptible de causer un effet chez 50 % des organismes d'essai.

Tableau F-2. Données sur la toxicité générale aiguë du fuel-oil n° 6 (CONCAWE, 1998)

	DL_{50} par voie orale, rat (mg/kg)	Référence
Fuel-oil n° 6, API 78–6	> 25 000	API, 1980b
Fuel-oil n° 6, API 78–7	> 25 000	API, 1980a
Fuel-oil n° 6, API 78–8	> 24 700	API, 1980c
Fuel-oil n° 6, API 79–2	5 130	API, 1980d

Tableau F-3. Volume estimé d'eau en contact avec du pétrole à persistance élevée (m^3 x 10^6) dans le cadre des processus de chargement/déchargement et de transport d'hydrocarbures par navire pour des déversements de différentes tailles (RMRI, 2007)

Taille des déversements (barils)	Chargement/déchargement	Transport
1 – 49	60	5 750
50 – 999	150	6 250
1 000 – 9 999	300	9 600
10 000 – 99 999	2 200	17 350
100 000 – 199 999	32 500	49 500
> 200 000	35 000	74 100

Annexe G : Sommaire des données relatives aux effets sur la santé concernant le fuel-oil n° 4, le fuel-oil n° 6, le fuel-oil résiduel et des mazouts lourds connexes

Paramètres	N° CAS[a]	Doses ou concentrations avec effet[b]/résultats
Effets aigus sur la santé	**68476-33-5**	CL_{50} par inhalation (rat) = 4 100 mg/m^3 (mâles et femelles). Les effets non létaux comprennent une difficulté respiratoire, un halètement et une activité réduite (Bio/Dynamics Inc., 1987).
	64742-90-1	CL_{50} la plus faible par inhalation (rat) = > 3 700 mg/m^3 (mâles et femelles) [USEPA, 2005].
	68553-00-4	DL_{50} par voie orale (rat) = 5 130, > 24 700, > 25 000 et > 25 000 mg/kg p.c. (5,13, > 25, > 25 et > 25 mL/kg) pour les échantillons API 79-2, 78-8, 78-7 et 78-6, respectivement (mâles et femelles) [CONCAWE, 1998; API, 2004; Commission européenne, c2000b].
	64741-62-4	Plus faible DL_{50} par voie orale (rat) = > 2 000 mg/kg p.c. (mâles et femelles) [CONCAWE, 1998; Commission européenne, c2000b].
	64741-62-4 64741-45-3 64741-57-7 64741-81-7 64742-90-1	Autres DL_{50} par voie orale (rat) = 4 320 à 5 898 mg/kg p.c. pour 5 n^{os} CAS testés (femelles ou mâles) [CONCAWE, 1998; API, 2004; Commission européenne, c2000b; USEPA, 2005].
	68476-31-3	DL_{50} par voie cutanée (souris) = > 40 000 mg/kg p.c. (mâles et femelles) [CONCAWE, 1996].
	68553-00-4	DL_{50} par voie cutanée (lapin) = > 5 350, > 5 000, > 5 000, > 4 940 mg/kg p.c. (> 5 mL/kg p.c.) pour les échantillons API 79-2, 78-8, 78-7, 78-6, respectivement (mâles et femelles) [CONCAWE, 1998; API, 2004; Commission européenne, c2000b].
	64741-45-3 64741-57-7 64741-62-4 64741-81-7	Plus faible DL_{50} par voie cutanée (lapin) = > 2 000 mg/kg p.c. pour les 4 n° CAS testés (mâles et femelles) [API, 2004; CONCAWE, 1998; Commission européenne, c2000b].
	64742-90-1	Autres DL_{50} par voie cutanée (lapin) : > 3 160 mg/kg p.c. (deux sexes) [Commission européenne, c2000b].
	64741-62-4	Autres DL_{50} par voie cutanée (lapin) : > 2 000 mg/kg p.c. (deux sexes) [Commission européenne, c2000b].
Effets sur la santé à court terme, subchroniques et chroniques non cancérogènes causés par une exposition répétée	**68476-31-3**	CMENO par inhalation = ≤ 300 mg/m^3 d'après la diminution du gain de poids corporel. La substance d'essai a été administrée à des concentrations de 50 ou 300 mg/m^3 à des rats mâles et femelles pendant 90 jours. Une diminution du gain de poids corporel a été observée à une concentration non précisée. Une néphropathie a également été observée chez les mâles, mais les auteurs ne l'ont pas jugée significative pour les humains (Cowan et Jenkins, 1981).
	64742-90-1	Autre étude sur l'exposition par inhalation : la substance d'essai a été administrée à des concentrations de 540 ou 2 000 mg/m^3 à des rats

Paramètres	N° CAS[a]	Doses ou concentrations avec effet[b]/résultats
		Fischer 344 mâles et femelles (5 animaux par sexe par concentration), 6 heures par jour pendant 9 jours. On a observé une diminution du poids corporel (effet plus important chez les mâles) liée à la concentration et à la durée, ainsi qu'une augmentation de la perte de poils, de l'écoulement nasal, de l'écoulement autour des yeux, de la fermeture des yeux et du souillage périanal. On a également observé une décoloration jaunâtre des poumons et une hyperplasie des macrophages alvéolaires à toutes les concentrations. Une augmentation du poids du foie a été observée chez les femelles à une concentration de 540 mg/m^3 et chez les deux sexes à une concentration de 2 000 mg/m^3. Une augmentation du poids des poumons (femelles) ainsi qu'une diminution du poids de la rate (mâles et femelles) et du cœur (mâles) ont également été observées à la concentration la plus élevée (Gordon, 1983).
	68476-31-3	Étude sur l'exposition par voie cutanée : des doses de 2 000, 4 000, 8 000, 20 000 ou 40 000 mg/kg p.c. par jour ont été appliquées sur la peau rasée de la région interscapulaire de souris B6C3F$_1$ mâles et femelles (5 animaux par sexe par dose) pendant 14 jours consécutifs. Des lésions cutanées caractérisées par une acanthose, une hyperkératose, une parakératose modérées, accompagnées d'un infiltrat cellulaire inflammatoire mixte modéré dans le derme supérieur ont été observées à toutes les doses. Le décès de toutes les souris est survenu entre les jours 7 et 12 à la dose la plus élevée (NTP, 1986). Étude sur l'exposition par voie cutanée : des doses de 425, 818 ou 1 625 mg/kg p.c. par jour (11,9, 22,9 ou 45,5 mg par jour)[c,d] ont été appliquées sur des souris C3Hf mâles et femelles, à raison de 3 jours par semaine pendant 40 semaines. Une diminution du poids corporel (4 à 21 %), une augmentation du poids de la rate (mâles et femelles), une augmentation du poids relatif des reins (femelles) et une diminution du poids relatif des reins (mâles) ont été observées à des doses de 818 mg/kg p.c. par jour (Schultz *et al.*, 1981). Étude sur l'exposition par voie cutanée : des doses de 694 ou 1 111 mg/kg p.c. par jour (50 µL dilués à 50 % p/v dans du cyclohexane ou 50 µL sans dilution)[c,e,f] ont été appliquées sur la peau rasée interscapulaire de souris C3Hf/Bd mâles et femelles (15 animaux par sexe par dose), à raison de 3 fois par semaine pendant 60 semaines. Une hyperkératose, une alopécie et une ulcération au site d'application, ainsi qu'une augmentation de la consommation quotidienne d'eau (peut-être en raison de l'augmentation de la perte d'eau) et une augmentation de la production de l'urine ont été observées à toutes les doses. Une incidence accrue de lésions rénales macroscopiques

Paramètres	N° CAS[a]	Doses ou concentrations avec effet[b]/résultats
		(les reins affectés étaient plus petits, pâles et nodulaires) a été observée chez les femelles exposées à la dose la plus élevée (Easley *et al.*, 1982). Étude sur l'exposition par voie cutanée : des doses de 250, 500, 1 000, 2 000 mg/kg p.c. par jour (diluées dans 0,2 mL d'acétone) ou de 4 000 mg/kg p.c. par jour (sans dilution) ont été appliquées sur la peau rasée de la région interscapulaire de souris B6C3F$_1$ mâles et femelles (10 animaux par sexe par dose), à raison de 5 jours par semaine pendant 13 semaines. Une réduction du poids corporel (8 à 13 %) a été observée chez les mâles à toutes les doses. On a observé une incidence accrue de dermatoses, accompagnées d'une légère dermatite à la dose la plus élevée. Une hématopoïèse extramédullaire dans la rate et une caryomégalie dans le foie ont été observées à une dose non précisée (NTP, 1986).
	68553-00-4	Étude sur l'exposition par voie cutanée : une dose de 8 000 mg/kg p.c. par jour (8 mL/kg par jour)[g,h] a été appliquée sur des lapins néo-zélandais blancs mâles et femelles (4 animaux par sexe) pendant une période de 5 jours, suivie de 2 jours de repos puis de 5 jours supplémentaires d'exposition. Une grave irritation cutanée et des lésions (acanthose, inflammation chronique, encroûtage, congestion cutanée, œdème cutané et hyperkératose) ont été observées au site d'application. Les décès (25 % des cas) sont survenus après une exposition unique. Une baisse de la consommation d'aliments, une légère hyperplasie épithéliale de la muqueuse de la vessie (4 lapins sur 8), une légère dégénérescence vacuolaire centrolobulaire du foie (3 lapins sur 8) et une grave nécrose multifocale du foie (7 lapins sur 8) ont été observées (API, 1980a, 1980b, 1980c). Étude sur l'exposition par voie cutanée : des doses de 1 070, 2 140 ou 2 675 mg/kg p.c. par jour (1, 2 ou 2,5 mL/kg par jour)[g,h] ont été appliquées à des rats Sprague-Dawley mâles et femelles (4 animaux par sexe et par dose) pendant une période de 5 jours, suivie de 2 jours de repos, puis de 5 jours supplémentaires d'exposition. Une irritation cutanée significative (acanthose, inflammation chronique et aiguë, encroûtage, pyodermite profonde, congestion, œdème, hyperkératose et nécrolyse épidermique) a été observée au site de traitement pour toutes les doses. Une nécrose multifocale et une dégénérescence vacuolaire centrolobulaire du foie ont également été rapportées à toutes les doses (API, 1980d).
	68476-33-5	Étude sur l'exposition par voie cutanée : des doses de 496, 992 ou 2 480 mg/kg p.c. par jour (0,5, 1,0 ou 2,5 mL/kg par jour) ont été appliquées à des rats

Paramètres	N° CAS[a]	Doses ou concentrations avec effet[b]/résultats
		Sprague-Dawley mâles et femelles (10 animaux par sexe par dose), à raison de 5 jours par semaine pendant 28 jours. Une irritation cutanée minime et réversible a été observée à toutes les doses. Une hyperkératose (légère) a été observée au site d'application à la dose la plus élevée. Une augmentation significative du poids relatif du foie a été observée pour les deux sexes à toutes les doses. Aucun autre effet général lié à la substance n'a été observé (UBTL, 1987). Étude sur l'exposition par voie cutanée : des doses de 496, 992 ou 1 984 mg/kg p.c. par jour (0,5, 1,0 ou 2,0 mL/kg par jour)[h,i] ont été appliquées à des rats Sprague-Dawley mâles et femelles (10 animaux par sexe par dose), à raison de 5 jours par semaine pendant 4 semaines. De légères lésions cutanées histopathologiques (acanthose et hyperkératose) ont été observées à des doses de 1 984 mg/kg p.c. chez les deux sexes. Une réduction du gain de poids corporel (peut-être liée à la dose) a été observée chez les mâles (réduction à 992 mg/kg p.c. et baisse statistiquement significative à 1 984 mg/kg p.c.). Une anémie liée à la substance d'essai a été observée (augmentation du poids absolu et relatif de la rate sans anomalie pathologique splénique apparente), tout comme une diminution des indices érythrocytaires (nombre de globules rouges, taux d'hématocrite [%] et taux d'hémoglobine) pour les trois doses chez les deux sexes (UBTL, 1988).
	64741-62-4	Plus faible DMENO par voie cutanée (court terme) = 1 mg/kg p.c. par jour d'après une diminution liée à la dose du poids corporel maternel, du gain de poids corporel et du poids de l'utérus gravide, ainsi que présence d'exsudats vaginaux rouges. On a appliqué des doses de 0,05, 1,0, 10, 50 ou 250 mg/kg p.c. par jour sur la peau rasée du dos de rates CD gravides durant les jours de gestation 0 à 19 (Hoberman *et al.*, 1995). Autre étude sur l'exposition par voie cutanée (court terme) : On a appliqué des doses de 8, 30, 125 ou 500 mg/kg p.c. par jour ou de 4, 30, 125 ou 500 mg/kg p.c. par jour sur la peau rasée du dos de rates Sprague-Dawley gravides (15 par dose) durant les jours de gestation 0 à 19 (la dose de 4 mg/kg p.c. par jour a été administrée en appliquant 8 mg/kg p.c. tous les deux jours). On a constaté une composition chimique anormale du sérum et une réduction du gain de poids corporel et de la consommation de nourriture, ainsi que des exsudats vaginaux à une dose 8 mg/kg p.c. par jour (appliquée tous les deux jours) [Mobil, 1990; Feuston *et al.*, 1997).
	64741-81-7	Autre étude sur l'exposition par voie cutanée (court terme) : Des doses de 8, 30, 125 ou 250 mg/kg p.c. par jour ont été appliquées sur la peau rasée du dos

Paramètres	N° CAS[a]	Doses ou concentrations avec effet[b]/résultats
		de rates Sprague-Dawley gravides (15 animaux par dose) durant les jours de gestation 0 à 19. À 8 mg/kg p.c. par jour, une diminution du poids (relatif et absolu) du thymus, une augmentation du poids du foie (relatif) et une irritation cutanée (liée à la dose) ont été observées. Une altération des paramètres hématologiques et de la composition chimique du sérum sont survenues à une dose non précisée, ainsi qu'une irritation cutanée liée à la dose. On a observé des exsudats vaginaux rouges, de la pâleur et de l'émaciation à une dose de 30 mg/kg p.c. par jour. On a également observé un état moribond à une dose de 250 mg/kg p.c. par jour (Mobil, 1994a).
	64741-62-4	DMENO par voie cutanée (subchronique) = 8 mg/kg p.c. par jour d'après une augmentation du poids relatif du foie (rats mâles et femelles) et une augmentation absolue du poids du foie (femelles). Des doses de 8, 30, 125, 500 ou 2 000 mg/kg p.c. par jour ont été appliquées sur la peau rasée du dos de rats Sprague-Dawley, 5 fois par semaine pendant 13 semaines. On a également observé une mortalité accrue, une diminution du poids corporel et du poids du thymus ainsi que des paramètres chimiques du sérum et hématologiques anormaux à des doses non précisées (Feuston *et al.*, 1994). DMENO par voie cutanée (subchronique) = 8 mg/kg p.c. par jour d'après une réduction significative du nombre de plaquettes. Des doses de 8, 30, 125 ou 500 mg/kg p.c. par jour ont été appliquées sur le dos rasé de rats Sprague-Dawley mâles et femelles (10 animaux par sexe et par dose), à raison de 5 fois par semaine pendant 13 semaines. On a observé une augmentation du poids du foie chez les mâles et les femelles à une dose de 30 mg/kg p.c. par jour et de 125 mg/kg p.c. par jour, respectivement. À une dose de 30 mg/kg p.c. par jour (mâles) et de 125 mg/kg p.c. par jour (femelles), on a également observé une réduction liée à la dose du nombre de globules rouges, du taux d'hémoglobine, du taux d'hématocrite, du nombre de plaquettes et du poids du thymus, ainsi qu'une mortalité accrue (20 % pour les mâles et 80 % pour les femelles). Les deux sexes ont présenté une diminution du gain de poids corporel à 125 mg/kg p.c. par jour. Tous les rats mâles et femelles sont morts à des doses de 125 et 500 mg/kg p.c. par jour, respectivement (Mobil, 1988; Feuston *et al.*, 1997).
	64741-81-7	DMENO par voie cutanée (subchronique) = 8 mg/kg p.c. par jour d'après une irritation cutanée modérée (liée à la dose). Des doses de 8, 30 ou 125 mg/kg p.c. par jour ont été appliquées sur le dos rasé de rats Sprague-Dawley mâles et femelles (10 animaux par sexe et par dose), à raison de 5 fois par semaine durant 13 semaines. Une altération des caractéristiques hématologiques, une

Paramètres	N° CAS[a]	Doses ou concentrations avec effet[b]/résultats
		diminution du poids (relatif et absolu) du thymus ainsi qu'une altération de la composition chimique du sérum ont été observées à une dose de 30 mg/kg p.c. par jour. Une diminution du gain de poids corporel (mâles), une augmentation du poids (relatif et absolu) du foie et une diminution du nombre de cellules lymphoïdes dans le thymus ont été observées à la dose 125 mg/kg p.c. par jour (Mobil, 1994b).
	64741-62-4	DMENO par voie orale = ≥ 125 mg/kg d'après la toxicité maternelle. On a administré une dose unique de 2 000 mg/kg au 11^{e}, 12^{e}, 13^{e}, 14^{e} ou 15^{e} jour de gestation (afin d'établir le profil des effets en fonction du jour de gestation) ou des doses uniques de 125, 500 ou 2 000 mg/kg au 12^{e} jour de gestation (afin d'établir le profil des effets en fonction de la dose) à des rates Sprague-Dawley gravides. (1) Observations générales (≥ 500 mg/kg p.c.) : exsudats vaginaux rouges, taches périnales et diminution de fèces. (2) Effets par rapport au jour de gestation (2 000 mg/kg p.c.) : réduction du gain de poids corporel et du poids du thymus (peu importe le jour d'exposition). (3) Effets par rapport à la dose (12^{e} jour de gestation) : diminution du gain de poids corporel et du poids du thymus liée à la dose (Feuston et Mackerer, 1996).
Cancérogénicité	**68476-31-3**	**Études par voie cutanée (chronique)** Des doses de 0, 250 ou 500 mg/kg p.c. (volume de 100 µL; substance à l'essai diluée dans l'acétone) ont été appliquées sur la peau rasée interscapulaire de souris B6C3F$_1$ (49 ou 50 animaux par dose), à raison de 5 fois par semaine pendant 103 semaines. Les souris exposées aux doses élevées ont été euthanasiées tôt en raison d'une grave irritation au site d'application. L'incidence des tumeurs de la peau chez les souris mâles (papillomes ou carcinomes malpighiens combinés) est survenue à la dose élevée au site d'application (0/49, 0/49 et 3/49 des souris présentaient des tumeurs, respectivement). Une incidence des tumeurs de la peau chez les souris femelles (carcinomes malpiphiens seulement) a été observée au site d'application (0/50, 1/45 et 2/48, respectivement). L'incidence des tumeurs du foie chez les souris mâles (adénomes ou carcinomes hépatocellulaires combinés) était de 9 sur 50, 17 sur 48 et 14 sur 49, respectivement. Une augmentation de l'incidence des tumeurs du foie chez les souris femelles (adénomes et carcinomes hépatocellulaires combinés) était de 4 sur 50, 4 sur 45 et 5 sur 50 (NTP, 1986). Des doses de 0, 694 ou 1 111 mg/kg p.c. par jour (50 µL dilués à 50 % p/v[c,e] ou 100 %[c,f], respectivement) ont été appliquées sur la peau rasée interscapulaire de souris C3Hf/Bd mâles et femelles

Paramètres	N° CAS[a]	Doses ou concentrations avec effet[b]/résultats
		(15 animaux par sexe et par dose), à raison de 3 fois par semaine pendant 60 semaines. Parmi un grand groupe combiné (groupes de souris ayant reçu 1 ou 5 autres substances d'essai), 34 souris sur 360 ont développé des tumeurs cutanées. La répartition du nombre de souris ayant reçu la substance portant le n° CAS 68476-31-3 et ayant développé des tumeurs n'était pas indiquée. Une des 60 souris exposées au témoin négatif présentait une tumeur de la peau (Easley *et al.*, 1982).
	68476-33-5	Une dose d'environ 592 mg/kg p.c. (25 µL)[c,f,j] a été appliquée sur la peau des souris mâles C3H/HeJ (50 animaux par groupe), à raison de 3 fois par semaine pendant toute leur vie. Deux échantillons de fuel-oil résiduel de craquage thermique ainsi qu'un mélange de fuel-oil de distillation directe et de fuel-oil résiduel ont été testés. Les trois échantillons présentaient un potentiel carcinogène pour la peau. Des tumeurs cutanées sont apparues chez 16 des 20 souris et 26 des 50 souris exposées aux échantillons de craquage thermique, avec une période de latence moyenne de 96 et 85 semaines, respectivement. Des tumeurs cutanées sont aussi apparues chez 30 des 50 souris exposées à l'échantillon mélangé, avec période de latence moyenne de 81 semaines. Les résultats pour les substances du groupe témoin positif et négatif étaient ceux attendus (Exxon Biomedical Sciences Inc., 1992).
	64741-62-4	Des doses de 8,4, 16,8, 42, 83,8 ou 167,6 mg/kg p.c. (25 µL d'huile clarifiée de craquage catalytique à une concentration de 1, 2, 5, 10 ou 20 % dans de l'huile minérale)[c,f,k,l] ont été appliquées sur des souris mâles C3H (50 animaux par dose), à raison de 3 fois par semaine pendant toute leur vie. À une concentration de 1 %, 9 des 50 souris exposées à l'huile présentaient des tumeurs (4 carcinomes et 5 papillomes). À une concentration de 2 %, 34 des 50 souris exposées présentaient des tumeurs (30 carcinomes et 4 papillomes avec une période de latence de 92 semaines). À une concentration de 5 %, 46 des 50 souris exposées présentaient des tumeurs (46 carcinomes avec une période de latence de 61 semaines). À une concentration de 10 %, 48 des 50 souris exposées présentaient des tumeurs (47 carcinomes et 1 papillome avec une période de latence de 45 semaines). À une concentration de 20 %, 50 des 50 souris exposées présentaient des tumeurs (50 carcinomes avec une période de latence de 36 semaines). Des 610 souris soumises au témoin négatif (huile minérale très raffinée) de cette étude et de deux autres études similaires réalisées par les mêmes auteurs, seulement deux ont présenté des papillomes bénins et aucune n'a développé de carcinomes (McKee *et al.*, 1990).

Paramètres	N° CAS[a]	Doses ou concentrations avec effet[b]/résultats
		Études d'initiation et de promotion par voie cutanée : *Initiation* : une dose de 16,8 mg/kg p.c. (50 µL d'huile clarifiée de craquage catalytique à une concentration de 1 % dans du toluène)[c,f,l] a été appliquée à des groupes de souris CD mâles (30 souris par groupe) pendant 5 jours consécutifs. Après une période de repos de 2 semaines, on a appliqué le promoteur phorbol 12-myristate 13-acétate (PMA) 2 fois par semaine, pendant 25 semaines. On a observé une augmentation significative de l'incidence des tumeurs cutanées (26 des 30 souris exposées à l'huile présentaient des tumeurs après16 jours). *Promotion* : on ne fournit aucun détail sur la méthodologie de l'étude. Aucune augmentation de l'incidence des tumeurs confirmées par examen histologique n'a été observée. Toutefois, on a observé une augmentation statistiquement significative du nombre de souris présentant des masses macroscopiques et des temps de latence réduits. Ces résultats laissent croire que la substance peut favoriser légèrement la formation de tumeurs (API, 1989).
Effets sur la santé sur le plan du développement et de la reproduction	64741-62-4	DMENO pour la reproduction, par voie cutanée (femelles) : 1 mg/kg p.c. par jour d'après une diminution du nombre de fœtus vivants, une incidence accrue des cas de résorption, une augmentation des résorptions précoces et une augmentation du pourcentage de résorption ou de mort des conceptus par portée (ces effets, qui étaient liés à la dose administrée, ont été observés aux doses toxiques pour les mères). On a appliqué des doses de 0,05, 1,0, 10, 50 ou 250 mg/kg p.c. par jour sur la peau rasée du dos de rates CD gravides durant les jours de gestation 0 à 19. À une dose de 1 mg/kg p.c. par jour, on a observé une augmentation des variations fœtales associées à une diminution du poids corporel du fœtus, notamment une légère dilatation des ventricules latéraux du cerveau, une dilatation modérée du bassinet du rein, le corps des vertèbres thoraciques bifides et une diminution du nombre moyen de vertèbres caudales, de métacarpiens et de phalanges de pattes arrières ossifiés (ces effets sont des retards réversibles du développement). (Hoberman *et al.*, 1995). DMENO pour le développement, par voie cutanée = 8 mg/kg p.c. par jour d'après les anomalies fœtales externes. On a appliqué des doses de 4, 8, 30, 125 ou 250 mg/kg p.c. par jour sur la peau rasée du dos de rates Sprague-Dawley gravides (10 par dose) durant les jours de gestation 0 à 19 (la dose de 4 mg/kg p.c. par jour a été administrée en appliquant 8 mg/kg p.c. tous les deux jours). À la dose de 8 mg/kg p.c. par

Paramètres	N° CAS[a]	Doses ou concentrations avec effet[b]/résultats
		jour, on a observé des anomalies externes chez les fœtus vivants et morts, notamment la fente palatine, la micrognathie (développement incomplet de la mâchoire inférieure) et la queue déformée. On a aussi observé une incidence accrue des cas de résorption, une diminution du nombre de fœtus viables, une diminution de la taille des fœtus, des anomalies viscérales et des variations squelettiques à une dose de 30 mg/kg p.c. par jour. Aucun fœtus n'était viable à une dose de 250 mg/kg p.c. par jour (Feuston *et al.*, 1989; Mobil, 1987e). Autre étude sur l'exposition par voie cutanée : On a appliqué des doses de 4, 8, 30, 125 ou 500 mg/kg p.c. par jour sur la peau rasée du dos de rates Sprague-Dawley gravides (15 par dose) durant les jours de gestation 0 à 19 (la dose de 4 mg/kg p.c. par jour a été administrée en appliquant 8 mg/kg p.c. à tous les deux jours). À une dose de 8 mg/kg p.c. par jour, on a observé une incidence accrue de cas de résorption et une diminution (statistiquement significative) du nombre de fœtus viables. À une dose de 30 mg/kg p.c. par jour, on a aussi observé une incidence accrue (statistiquement significative) des cas de résorption et une diminution du poids des fœtus. Enfin, on a observé une incidence accrue des anomalies externes, squelettiques et viscérales des fœtus (principalement des malformations des côtes et des fentes palatines) à une dose de 500 mg/kg p.c. par jour (Mobil, 1990; Feuston *et al.*, 1997). Autre étude sur l'exposition par voie cutanée : Des doses de 8, 30, 125 ou 500 mg/kg p.c. par jour ont été appliquées sur le dos rasé de rats Sprague-Dawley mâles (10 rats par dose), à raison de 5 fois par semaine pendant 13 semaines. On a observé une diminution du nombre de spermatozoïdes après 9 semaines d'exposition à une dose de 500 mg/kg p.c. par jour (Mobil, 1988; Feuston *et al.*, 1997). DMENO pour la reproduction et le développement, par voie orale = ≥ 125 mg/kg d'après l'augmentation des cas de résorption, une diminution du poids corporel des fœtus et une incidence accrue de malformations squelettiques. Des rates Sprague-Dawley gravides se sont vu administrer une dose de 2 000 mg/kg p.c. durant une journée de leur gestation, soit des jours 11 à 14 (afin d'établir le profil des effets tératogènes en fonction du jour de gestation). De plus, des doses de 125, 500 ou 2 000 mg/kg ont été administrées au jour de gestation 12 (afin d'établir le profil des effets tératogènes en fonction de la dose). Les échantillons à l'étude étaient constitués de *boues d'huile clarifiées* et de résidus de tours à bruts synthétiques. (1) Effets tératogènes par jour de gestation

Paramètres	N° CAS[a]	Doses ou concentrations avec effet[b]/résultats
		(2 000 mg/kg) : la plus forte incidence des cas de résorption ou de diminution de la taille des portées est survenue durant les jours de gestation 11 et 12. Le poids des fœtus a baissé pendant tous les jours de gestation. La plus forte incidence d'anomalies externes et de malformations viscérales des fœtus a été observée durant les jours de gestation 12 à 14, et 12 et 13, respectivement. Diverses malformations squelettiques des fœtus ont aussi été observées durant tous les jours de gestation. (2) Effets tératogènes par dose (jour de gestation 12) : une réaction liée à la dose a été observée d'après l'augmentation des cas de résorption, la diminution de la taille des portées, la diminution du poids des fœtus et l'augmentation de l'incidence des malformations squelettiques des fœtus. Une variété d'anomalies externes des fœtus a aussi été observée à la dose de 2 000 mg/kg (Feuston et Mackerer, 1996).
Génotoxicité – *in vivo*	64741-62-4	**Synthèse d'ADN non programmée** Des groupes de rats Fischer 344 mâles (3 rats par dose) se sont vu administrer, par gavage, une dose unique de 50, 200 ou 1 000 mg/kg p.c. de la substance d'essai, 2 ou 12 heures avant d'être euthanasiés. On a observé une augmentation significative de la synthèse d'ADN non programmée dans des cultures primaires d'hépatocytes à la dose de 200 mg/kg p.c. (après 12 heures seulement) et de 1 000 mg/kg p.c. (après 2 et 12 heures) [API, 1985a]. **Échange de chromatides sœurs** Des groupes de souris B6C3F1 mâles et femelles (5 animaux par sexe et par dose) ont reçu, par injection intrapéritonéale, une dose unique de 400, 2 000 ou 4 000 mg/kg p.c. de la substance d'essai. On a observé une augmentation importante de l'échange de chromatides sœurs et de la métaphase dans les cellules de la moelle osseuse à une dose supérieure ou égale à 2 000 mg/kg p.c. (mâles : $P < 0,05$) et à 4 000 mg/kg p.c. (femelle : $P < 0,01$). L'effet démontré suivait une tendance positive liée à la dose à toutes les concentrations (API, 1985b).
	64742-90-1	**Induction de micronoyaux** Des groupes de souris CD Swiss (10 animaux par sexe et par dose) ont reçu par gavage 1 250, 2 500 ou 5 000 mg/kg p.c. de la substance d'essai pendant deux jours. Un autre groupe (15 animaux par sexe) a reçu une dose unique de 5 000 mg/kg p.c. On a observé une augmentation importante des érythrocytes polychromatiques micronucléés à 1 250 mg/kg p.c. ou plus chez les mâles et à 5 000 mg/kg p.c. chez les femelles (Khan et Goode, 1984).
Génotoxicité – *in vitro*	**68476-31-3**	**Mutagénicité** Les résultats liés à la substance d'essai étaient négatifs pour la *S. typhimurium* (souches TA1535,

Paramètres	N° CAS[a]	Doses ou concentrations avec effet[b]/résultats
		TA1537, TA98 et TA100) avec et sans activation métabolique par la fraction S9 (NTP, 1986). Les résultats liés à la substance d'essai étaient négatifs pour la *S. typhimurium* (souche TA98), avec et sans activation métabolique par la fraction S9 (Schultz *et al.*, 1981). **Inhibition de la transformation morphologique** Les résultats liés à la substance d'essai étaient négatifs pour les fibroblastes de prépuce humains infectés par le virus ST-FeSV, sans activation métabolique (Blakeslee *et al.*, 1983).
	68553-00-4	**Mutagénicité** La *S. typhimurium* (souches TA1535, TA1538, TA98 et TA100) a été exposée avec et sans activation métabolique par la fraction S9 (foie de rat traité à l'Aroclor 1254). Aucune mutagénicité n'a été observée (Vandermeulen *et al.*, 1985). La substance d'essai a également présenté des résultats négatifs dans le cadre de l'essai de mutation directe réalisé à l'aide de l'organisme *Chlamydomonas reinhardtii* (Vandermeulen et Lee, 1986). **Échange de chromatides sœurs** Des cellules ovariennes de hamster chinois ont été exposées avec et sans activation métabolique par la fraction S9 (foie de rat traité à l'Aroclor 1254). On n'a observé aucune augmentation de l'échange de chromatides sœurs (Farrow *et al.*, 1983). **Essai sur lymphomes de souris** Des cellules L5178Y TK$^{+/-}$ ont été exposées à la substance d'essai avec et sans activation métabolique par la fraction S9 (foie de rat traité à l'Aroclor 1254). La fréquence de mutation n'a pas augmenté (Farrow *et al.*, 1983).
	64741-62-4	**Essai sur lymphomes de souris** Des cellules L5178Y ont été exposées à l'échantillon API 81-15 à des concentrations allant de 0,061 à 31,3 nL/mL pendant 4 heures, avec et sans activation métabolique par la fraction S9 (foie de rat). On a observé une toxicité à toutes les concentrations et un taux de survie inférieur à 10 % à des concentrations supérieures à 3,9 nL/mL. Sans activation, la substance d'essai était faiblement positive seulement à la concentration la plus élevée. En présence d'activation, la substance d'essai a induit une augmentation de la fréquence des mutations liée à la concentration à des concentrations supérieures à 0,977 nL/mL (API, 1985c).
	64741-62-4 / 64741-61-3	**Mutagénicité** La souche TA98 de *S. typhimurium* a été exposée à des extraits de diméthylsulfoxyde (DMSO) provenant

Paramètres	N° CAS[a]	Doses ou concentrations avec effet[b]/résultats
		de substances d'essai combinées à des concentrations de 0,5, 1, 2,5, 5 ou 10 µl/plaque, avec activation métabolique par la fraction S9 (foie de rat traité à l'Aroclor 1254). Une augmentation liée à la concentration du pouvoir mutagène a été observée, l'indice de mutagénicité s'élevant à 130 (Blackburn *et al.*, 1984). De plus, on a exposé la souche TA98 de *S. typhimurium* à des extraits de DMSO (dissous dans le cyclohexane) à des concentrations de 0,5, 1, 1,5, 2 ou 5 µL/plaque, avec activation métabolique par la fraction S9 (foie de hamster doré de Syrie traité à l'Aroclor 1254). Une augmentation liée à la concentration du pouvoir mutagène a été observée, l'indice de mutagénicité s'élevant à environ 58 (Blackburn *et al.*, 1986).
	64742-90-1	**Synthèse d'ADN non programmée** Des cultures d'hépatocytes primaires de rats obtenues à partir de foies de rats F-344 mâles ont été exposées à des solutions d'huile pyrolytique aromatique dans l'éthanol à des concentrations de 0,5, 2, 10 ou 60 µg/mL pendant 18 à 20 heures (sans activation métabolique par la fraction S9). On a observé une réponse liée à la concentration pour la synthèse d'ADN non programmée à une concentration supérieure ou égale à 2 µg/mL (Brecher et Goode, 1984). **Mutagénicité** Des cellules d'ovaire de hamster chinois ont été exposées à des solutions d'huile pyrolytique aromatique dans l'éthanol à des concentrations de 32, 64, 96, 128, 175 ou 256 µg/mL sans activation par la fraction S9 (foie de rat traité à l'Aroclor-1254) et de 128, 175, 256, 375, 512 ou 750 µg/mL avec activation par la fraction S9. L'essai a été répété à des concentrations de 500, 600 ou 750 µg/mL, avec activation métabolique par la fraction S9. On a observé une réduction du nombre de cellules à toutes les concentrations (avec et sans la fraction S9) et une toxicité importante à toutes les concentrations (avec la fraction S9). On a toutefois observé une augmentation de la fréquence de mutation à une concentration de 750 µg/mL avec une tendance linéaire liée à la concentration de mutation pour les concentrations les plus faibles. Lorsque l'essai a été répété, on a observé une augmentation de la fréquence des mutations à une concentration de 500 µg/mL (les concentrations plus élevées étaient toxiques). Aucun effet mutagène n'a été observé sans activation métabolique par la fraction S9 (Papciak et Goode, 1984).
	64741-62-4	**Échange de chromatides sœurs** Des cellules d'ovaire de hamster chinois ont été exposées à la substance d'essai à des concentrations de 5 à 100 µg/mL sans activation métabolique par la fraction S9 et de 100 à 5 000 µg/mL avec activation métabolique par la fraction S9. On a observé une

Paramètres	N° CAS[a]	Doses ou concentrations avec effet[b]/résultats
		augmentation de l'échange de chromatides sœurs en présence d'activation métabolique. On n'a observé aucune augmentation de l'échange de chromatides sœurs sans activation métabolique (API, 1985e). **Transformation cellulaire** Des cellules embryonnaires de souris BALB/3T3 ont été exposées à la substance d'essai à des concentrations de 1, 3, 6 et 9 µg/mL, sans activation métabolique par la fraction S9 (pendant 3 jours) et de 10, 30, 100 et 300 µg/mL avec activation métabolique par la fraction S9 (pendant 4 jours). La fraction S9 a été préparée à partir de foie de rat mâle traité avec de l'Aroclor. On a observé une augmentation de la fréquence de transformation à une concentration de 100 µg/mL après 4 heures. Le taux de survie était faible à la concentration de 300 µg/mL. Toutefois, on n'a observé aucune augmentation de la transformation morphologique sans activation (API, 1986b).

[a] Le n° CAS figurant dans les études sur le fuel-oil n° 4, le fuel-oil n° 6 et le fuel-oil résiduel est indiqué en gras.
[b] CL_{50}, concentration létale médiane; DL_{50}, dose létale médiane; CMENO, concentration minimale avec effet nocif observé; DMENO, dose minimale avec effet nocif observé; CSENO, concentration sans effet nocif observé; DSENO, dose sans effet nocif observé.
[c] Comme le poids corporel (p.c.) n'était pas indiqué, les normes de laboratoire de Salem et Katz,(Inhalation Toxicology, 2006) ont été utilisées.
[d] La formule suivante a été utilisée pour la conversion des valeurs fournies en mg/kg p.c. : *x* mg/*x* p.c. (en kg).
[e] La formule suivante a été utilisée pour la conversion des valeurs fournies en mg/kg p.c. :
50 % p/v = 50 g/100 mL.
50 g/100 mL = *x*/0,05 mL (dose administrée à l'animal soumis à l'essai).
x = 0,025 g = 25 mg de la substance d'essai administrée à l'animal.
mg/kg p.c. = 25 mg/*x* p.c. (en kg).
[f] La formule suivante a été utilisée pour la conversion des valeurs fournies en mg/kg p.c. : (% de dilution × *x* mL × ρ)/*x* p.c.
[g] Densités provenant de la Commission européenne (c2000b).
[h] La formule suivante a été utilisée pour la conversion des valeurs fournies en mg/kg p.c. : *x* mL/kg p.c. × ρ.
[i] Densité provenant de API (2004) [une dose de 1 mL/kg par jour correspond à 992 mg/kg p.c. par jour).
[j] Densité provenant de HESS (2006c).
[k] Comme la densité n'était pas indiquée, la densité de CONCAWE (1998) a été utilisée.
[l] Dilution volume/volume présumée.